

Rapport

SUSTAINABLE INNOVATION

Forfatter(e): Lars Gunnar Tellnes, Kari-Anne Lyng, Clara Valente, Ingunn Saur Modahl og Fredrik Moltu Johnsen

Rapportnr.: OR.27.17

ISBN: 978-82-7520-767-6

ISSN: 0803-6659



Myrlandskap i Fjällmossens naturreservat, Sverige. Kilde: Wikimedia Commons/Glottem

Erstatningsmaterialer for torv

Kartlegging av klima- og miljøeffekter

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

Rapportnr.: OR.27.17

ISBN nr.: 978-82-7520-767-6

Rapporttype:

ISSN nr.: 0803-6659

Oppdragsrapport

Rapporttittel:

Erstatningsmaterialer for torv

Kartlegging av klima- og miljøeffekter

Forfattere: Lars Gunnar Tellnes, Kari-Anne Lyng, Clara Valente, Ingunn Saur Modahl og
Fredrik Moltu Johnsen

Prosjektnummer: 1877

Prosjekttittel: Erstatningsmaterialer for torv

Oppdragsgivere:

Miljødirektoratet

Oppdragsgivers referanse (M-nummer):

M-861|2017

Emneord:

- Torv
- Dyrkingsmedium
- Jord
- Erstatningsmaterialer
- Jordforbedringsmidler

Tilgjengelighet:

Åpen

Antall sider inkl. bilag:

55

Godkjent:

Dato: 16.11.2017



Fredrik Moltu Johnsen
Prosjektleder

(Sign)



Hanne Lerche Raadal
Forskningsleder

(Sign)

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn dyrkingsmedier og torv	7
1.2 Oppdragsbeskrivelse	8
2 Livsløpsmetodikk	10
2.1 Funksjonell enhet.....	10
2.2 Systemgrenser i miljøvurderinger	12
2.3 Vurdering av miljø- og klimaeffekter.....	14
2.3.1 Klimaeffekter.....	14
2.3.2 Andre miljøeffekter.....	16
3 Steinull.....	18
3.1 Klimaeffekter fra steinull.....	18
3.2 Andre miljøeffekter fra steinull.....	18
4 Perlitt	19
4.1 Klimaeffekter fra perlitt	19
4.2 Andre miljøeffekter fra perlitt	19
5 Biprodukter fra kokosproduksjon.....	20
5.1 Klimaeffekter fra kokos	20
5.2 Andre miljøeffekter fra kokos	22
6 Bark	24
6.1 Klimaeffekter fra bark.....	24
6.2 Andre miljøeffekter fra bark.....	25
7 Trefiber	26
7.1 Klimaeffekter fra trefiber.....	26
7.2 Andre miljøeffekter fra trefiber.....	27
8 Kompost og avvannet biorest.....	28
8.1 Egenskapene til kompost.....	28
8.2 Biorest fra anaerob utråtning (biogassproduksjon).....	29
8.3 Klimaeffekter fra kompost og avvannet biorest	29
8.3.1 Klimagassutslipp fra kompostering	30
8.3.2 Klimaeffekt fra distribusjon av kompost og avvannet biorest	31
8.3.3 Klimaeffekt fra bruk av kompost og avvannet biorest	31
8.3.4 Oppsummering: Klimaeffekter gjennom livsløpet til kompost	32
8.4 Andre miljøeffekter fra kompost og avvannet biorest	32
9 Biokull.....	34
9.1 Klimaeffekter fra biokull.....	34
9.2 Andre miljøeffekter fra biokull.....	35
10 Ull fra husdyr.....	37
10.1 Klimaeffekter fra ull	37
10.2 Andre miljøeffekter fra ull	39
11 Torv fra myr	40
11.1 Klimaeffekter fra torv.....	40

11.2	Andre miljøeffekter fra torv.....	41
12	Sammenstilling av resultater	42
12.1	Klimaeffekter for torv og erstatningsmaterialer i norske forhold.....	42
12.2	Miljøeffekter for torv og erstatningsmaterialer i norske forhold	43
12.3	Sammenlignbarhet.....	44
12.4	Klima- og miljøeffekter fra materialene.....	44
12.5	Forutsetninger for analysene	45
13	Konklusjoner	47
14	Referanser	48

Sammendrag

Torv benyttes i dag som dyrkingsmedium og i jordforbedringsprodukter. Uttak av torv medfører utslipp av klimagasser og påvirker leveområdene til planter og dyr. Ved en eventuell utfasing av torv er det viktig at bruken av andre materialer representerer en reell miljøforbedring.

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Miljødirektoratet, og tar for seg klima- og miljøeffekter av ulike materialer som erstatning for bruk av torv i dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter. Studiet omfatter materialene steinull, perlitt, biprodukter fra kokosproduksjon, bark, trefiber, kompost og avvannet biorest, biokull og ull fra husdyr. Studien ble gjennomført ved hjelp av en litteraturgjennomgang, søk i databaser og noen forenklete beregninger basert på tall funnet i litteraturen for å etterstrebe at resultatene er mest mulig relevante for norske forhold.

Siden funksjonen til dyrkingsmedier og jordforbedringsmidler avhenger av bruk, har det vært utfordrende å finne en enhet som gir et riktig sammenligningsgrunnlag. Gjennomgangen viser at det finnes et bredt utvalgt for alternativer for torv og at de ulike materialene har både fordeler og ulemper med tanke på miljøeffekten sammenlignet med torv. Alle erstatningsmaterialene har blitt vurdert hver for seg, og det er forsøkt å kvantifisere klimagassutslipp over livsløpet per kubikkmeter dyrkingsmedium. Siden materialene ikke har helt samme funksjon, kan de ikke uten videre sammenlignes direkte, men må sees i en videre i en jordblanding og til konkrete anvendelser.

De gjennomgåtte studiene viser at steinull og perlitt har robuste data for klimagassutslipp og er basert på rikt tilgjengelige ressurser. De krever en del ikke-fornybar energi i produksjon, noe som medfører klimagassutslipp. De er inerte og vil derfor ha liten miljøpåvirkning i bruk og etter bruk. Treflis, bark og trefiber har som kortreiste biprodukter lave utslipp i produksjon. Det er dog usikkert hvordan de presterer i bruk sammenlignet med torv eller andre erstatningsmaterialer. Kokosstøv som biprodukt er ikke vurdert å ha høye klimagassutslipp selv om transporten er lang, men kokos kommer likevel dårlig ut på totale miljøindikatorer som påvirkning av økosystemer og menneskers helse. Kompost og biokull har ganske varierende resultater avhengig av produksjonsanlegg og forutsetninger for beregningene. Ull fra husdyr anvendt som dyrkingsmedium finnes det lite miljødokumentasjon på, men kan ha forholdsvis lav miljøbelastning når det kommer som et restprodukt.

Usikkerhetene i analysene som er gjennomgått er i hovedsak knyttet til hvilken miljøbelastning som skal inkluderes for avfallsbaserte dyrkingsmedier, hvordan årstall for klimagassutslipp kan endre klimaeffekten og om produksjonsteknologien for de ulike materialene kan endres over tid. I tillegg er det for noen av materialene publisert få studier. Disse usikkerhetene er diskutert i rapporten og er viktig å ta hensyn til i tolkning av resultatene. Dessuten er direkte, stedsspesifikke og helt konkrete biologiske konsekvenser for nasjonal og lokal mikro- og makrofauna, inkludert for spesifikke rødlistede arter, ikke vurdert.

1 Innledning

I Meld. St. Nr 14 (2015-2016) aktualiseres bruk av torv ved at plantejord ofte kan inneholde store mengder torv hentet ut fra myrer. Dette torvuttaket fra myr medfører klimagassutslipp, og er ødeleggende for leveområder til planter og dyr. Det tas videre utgangspunkt i at behovet for jordstruktur og dyrkingsmedier kan baseres på andre fornybare ressurser. Det poengteres at økt bruk av erstatningsmaterialer må representere en reell miljøforbedring og at regjeringen derfor vil vurdere konsekvensene av en utfasing av torv nærmere.

På denne bakgrunn kartla Hjeltnes Consult (2017), på oppdrag fra Miljødirektoratet, hvilke torvfrie produkter på markedet i dag som kan erstatte bruken av torv. Denne rapporten er en oppfølging av ovennevnte arbeid, der miljø- og klimaeffekter fra sju utvalgte erstatningsmaterialer for torv er gjennomgått i form av en litteraturstudie. Resultatet av litteraturstudien er i denne rapporten vurdert og sammenstilt per materialtype, mens sammenligningsgrunnlag og usikkerheter er diskutert.

1.1 Bakgrunn dyrkingsmedier og torv

Når en gjennomsnittsperson kjøper torv i Norge, er det ofte fordi han eller hun planla å kjøpe det vi i dagligtale kaller 'jord'. Tilsetninger til eller erstatninger for 'jord' kan generelt ha flere funksjoner. For erstatningsmaterialer for torv nevner Hjeltnes Consult (2017) funksjonene *dyrkingsmedium* og *jordforbedringsmiddel*. Et dyrkingsmedium er et produkt av jord, torv og/eller et syntetisk stoff. Hovedfunksjonen til et dyrkingsmedium er å bidra med struktur for planterøtter, og det supplerer eller erstatter jord. Dyrkingsmedier har evne til å binde vann og næringsstoffer som er nyttige for planten. Et dyrkingsmedium kan, men behøver i utgangspunktet ikke, selv inneholde næringsstoffer (Dyrkingsmedier, 2014). Rene dyrkingsmedier kan gi struktur til utarmet jord (gjøre jorden mindre kompakt) og slik ha en jordforbedrende virkning, men bidrar i noen tilfeller lite eller ingenting til andre jordforbedrende parametere. Et jordforbedringsmiddel er et stoff som tilføres jord eller et annet dyrkingsmedium for å endre kjemiske, fysiske eller mikrobiologiske egenskaper. Den generelle hensikten med et jordforbedringsmiddel er å forbedre kvaliteten på jorden. Disse gjør jorden bedre egnet som voksested for planter, i motsetning til gjødsel, som tilføres for å gi plantene næring. Kalk, som gjør jorden mer basisk, er et typisk eksempel på et jordforbedringsmiddel (Jordforbedringsmidler, 2015). Å opprettholde en god jordkvalitet er viktig både for å sikre matproduksjon og fordi jord har en viktig funksjon i å fordele næringsstoffer til planter og påvirker utvasking.

Fordelen med torv som dyrkingsmedium er at den er porøs. Dette gjør at vanngjennomstrømningen er god og at plantene får tilgang til vann og næring. Torv inneholder ikke noe særlig næring i seg selv og har en relativt lav pH, noe som gjør at man må gjødsle eller blande med andre materialer for å få et godt resultat. Ifølge Norske Torv og Jordprodusenters bransjeforbund går anslagsvis 15 % av deres medlemmers torv til anleggsjord, men da som jordforbedringsmiddel og ikke dyrkingsmedium (Hjeltnes Consult 2017). Når man ser på erstatningsmaterialer for torv, er det derfor naturlig å først og fremst undersøke hvordan materialene, i likhet med torv, kan bidra med porøsitet og struktur, som er typiske egenskaper for et dyrkingsmedium (Schmilewski, 2008).

Torv hentes fra myrlandskap. Torv skiller seg fra andre former for biomasse ved at den ikke brytes ned hvis den blir liggende urørt. Norsk torvmyr har verdi som den står, den er habitat for rødlistede arter, den bidrar med karbonlagring, og fungerer som en buffer mot flom. I tillegg regenereres myr langsomt (Mariussen et al. 2008), og man kan dermed ikke ta ut betydelige mengder torv uten at ressursen til slutt forsvinner. Uttak av torv passer dermed ikke med prinsippene sirkulær økonomi og bærekraft, og særlig ikke dersom erstatningsmaterialer er tilgjengelige.

Det er utført flere studier som ser på effekten av ulike blandinger i dyrkingsmedium og jordforbedringsprodukter, men få studier som systematisk tar for seg miljøeffekten av ulike materialer. I tillegg til enkeltstudier er det funnet to overordnede rapporter som tar for seg mer enn ett alternativ for erstatning av torv. Litteraturstudien i denne rapporten har blitt planlagt med utgangspunkt i disse studiene, og de blir derfor kort gjengitt her.

Department for Environment Food & Rural Affairs (Defra) i Storbritannia har gjennomført beregninger av klimaspor for ulike materialer til dyrkingsmedium i rapporten *A preliminary assessment of the greenhouse gases associated with growing media materials*. De understreker at resultatene er kun å betrakte som foreløpige på grunn av store usikkerheter i metodene (Defra 2009).

Quantis i Sveits vurderte ulike materialer til dyrkingsmedium for ulike anvendelser (drivhus, planteskoler, hobbybruk, etc.) på oppdrag fra den Europeiske bransjeorganisasjon for torv og dyrkingsmedium i rapporten *Comparative life cycle assessment of horticultural growing media based on peat and other growing media constituents*. Resultatene viste at det for de fleste anvendelser var vanskelige å fastsette at noen blandinger var bedre enn andre. For eksempel viste det seg at for dyrkingsmedium for frukt med bruk av torv, steinull eller kokosskallfiber, så har kokosskall klart lavest klimapåvirkning, men høyest påvirkning på økosystemkvalitet. Unntaket var for småplanter i planteskoler hvor en blanding med torv, bark og trefiber hadde klart lavest miljøpåvirkning (Quantis 2012).

1.2 Oppdragsbeskrivelse

Oppdraget fra Miljødirektoratet har vært å få belyst de potensielle klima- og miljøeffekter utvalgte erstatningsmaterialer for torv kan ha. Informasjonen ble hentet inn ved å foreta en litteraturgjennomgang av eksisterende studier (prosjektrapporter og vitenskapelig publiserte artikler) og søk i utslippsdatabaser, i tillegg til noen forenklete beregninger basert på de tallene som er funnet. En viktig del av oppdraget har vært å sikre at resultatene er relevante for norske forhold.

Følgende materialtyper er vurdert:

- steinull
- perlitt
- biprodukter fra kokosproduksjon
- treflis (ikke fra returtrevirke)
- kompost (fra hage- og parkavfall og matavfall) og avvannet biorest
- ull (fra husdyr)

For kompost har det vært et spesielt fokus på å finne norsk/nordisk litteratur for å få miljøpåvirkninger mest mulig relevant for norske forhold (temperatur og type kompostering). Søket omfattet kompost av både matavfall og biorest, men hovedfokuset var på hage- og parkavfall.

Klima- og miljøpåvirkningen til torv er også inkludert som referanse. Torv har ulike egenskaper sammenlignet med erstatningene, og det kan derfor variere for ulike anvendelser hvilken miljøpåvirkning den vil ha. Ved en eventuell utfasing av torv, vil det være behov for å erstatte følgende anvendelser:

- Dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter for private forbrukere
- Dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter for proffmarkedet – gartneri og hagebruk
- Anleggsjord som brukes i parker og grøntanlegg

Med bakgrunn i dette har studien forsøkt å svare på følgende problemstillinger:

- Hvordan kan torv sammenlignes med alternativene?
- Hvilke klima- og andre miljøeffekter har torv og erstatningsmaterialene?
- Hvordan endres klimaeffekter av å vurdere ulike metodiske tilnærminger?

2 Livsløpsmetodikk

Vurdering av klima- og miljøeffekter gjøres gjerne ved bruk av livsløpsvurderinger (Life Cycle Assessment/LCA). I LCA forsøker man å inkludere hele verdikjeden til et produkt, fra råvareuttak og produksjon til distribusjon, bruk og avhending (vugge til grav). I enkelte studier ekskluderes bruksfasen og avfallshåndteringen (vugge til port). En vanlig begrunnelse for å utelate dette er at man som produsent ikke har påvirkning på hvordan produktet blir brukt og kastet, og at det derfor kan være irrelevant eller vanskelig å tallfeste.

LCA-studier er i noen grad basert på generiske databasetall og beregningsfaktorer, som ikke vil gå inn på en del problemstillinger som kan være lokalt eller nasjonalt relevante. Beregningene i en LCA-studie tar normalt utgangspunkt i et utvalg av miljø- og klimaeffekter, der gjerne forsuring, global oppvarming, overgjødning og ozonlagsnedbrytning inngår som et minimum. Fordelen med å se på flere miljøindikatorer er at man får en mer helhetlig vurdering. Kombinert med et livsløpsperspektiv reduserer dette sannsynligheten for at en flytter problemer fra ett sted i verdikjeden til et annet slik at det oppstår nye typer miljøproblemer når en skal forbedre produktet eller tjenesten.

LCA gir en god representasjon av hele verdikjeder, men detaljnivået i LCA-studier bør ikke regnes som høyt, med et mulig unntak for særskilt grundige studier. Produktspesifikke miljøkategorier tas ofte med der det er relevant, men dette kan avhenge av omfanget av studien og den enkelte utviklers kunnskap. Mer direkte og stedsspesifikke effekter er dessuten i mindre grad med. Hvordan og hvorvidt arealbruk og arealbruksendringer samt makroøkonomiske effekter tas med i modellene kan variere fra studie til studie. Biologiske effekter som innførsel av fremmede arter samt positiv eller negativ påvirkning av lokal mikro- og makrofauna (for eksempel meitemark, fugl, insekter), samt mer kompleks økosysteminnvirkning, holdes typisk utenfor systemgrensene. Det tas ikke hensyn til konkrete, områdespesifikke rødlistede arter. Helt spesifikke toksikologiske problemstillinger ved et produkt samt HMS-effekter regnes typisk heller ikke med.

LCA deles ofte inn i fire faser: definering av målsetningen med studien, inventaranalyse (datainnsamling og systematisering av utslippstall), konvertering av utslippstall til miljøeffekter og tolkning av resultatene (NS-EN ISO, 2006).

2.1 Funksjonell enhet

I LCA kvantifiseres miljøpåvirkninger av ulike produktsystemer relativt til en sammenlignbar enhet, en såkalt funksjonell enhet. I LCA-studien av ulike alternativer for torv utført i Storbritannia av Defra (2009), ble miljøeffekten av de ulike materialene sammenlignet på basis av 1 tonn ferdigprodukt. I rapporten poengteres det derimot flere utfordringer med denne funksjonelle enheten. Et viktig poeng ved definering av funksjonell enhet er å påse at det som sammenlignes yter tilsvarende funksjon.

For å sikre at den funksjonelle enheten reflekterer den funksjonen produktet yter til brukeren, kan det være nyttig å definere og kvantifisere den funksjonen sluttproduktet yter. I dette ligger at sluttproduktet ikke er materialet torv, men funksjonen torv yter som et dyrkingsmedium eller som et

jordforbedringsprodukt. Det er stor bredde i bruken av dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter, og ulik bruk vil medføre ulike ønsker om funksjon. Det er derfor utfordrende å finne en god funksjonell enhet når man skal sammenligne ulike materialer.

Torv er relativt næringsfattig, og for anvendelser av torv er den primære funksjonen å bidra med struktur for plantene, samt å binde vann og næringsstoffer som er nyttig for plantene. Denne funksjonen i et dyrkingsmedium vil derfor bli gitt det meste av fokuset i denne rapporten. Andre materialer kan ha ekstrarfunksjoner utover disse egenskapene, og eventuelle effekter av dette er diskutert i underkapitlene til de aktuelle materialtypene.

Quantis (2012) har anvendt 1 m³ dyrkingsmedium som funksjonell enhet, men fordelt mellom ulike anvendelser. For å definere hva en 1 m³ tilsvarer refereres det til *EN 12580 Jordforbedringsmidler og dyrkingsmedier – Mengdebestemmelse*. De ulike anvendelsene som er inkludert er:

- Frukt
- Potteplanter
- Planteskoler for småplanter i kar (young plant production using loose-filled trays)
- Planteskoler for trær (tree nursery stock)
- Hobbymarkedet

For hver anvendelse ble det, sammen med en ekspert fra oppdragsgiveren til studien (Europeisk bransjeorganisasjon for torv og dyrkingsmedium), definert ulike blandinger. De materialene som er inkludert i blandingene omfatter:

- Bark
- Fiber fra kokosnøtter
- Kompost
- Steinull
- Sort torv (minerogen myrtorv)
- Hvit torv (spagnumtorv)
- Perlitt
- Risskall
- Trefiber

Hvert av disse materialene inngår da i ulike blandinger for hver anvendelse. Hvit torv blir beskrevet på tilsvarende måte som spagnumtorv, mens sort torv beskrives tilsvarende som minerogen myrtorv. Quantis (2012) omfatter få helt torvfrie varianter, selv om det nok er mulig for flere av anvendelsene. Det er kun i anvendelse som dyrkingsmedium for frukt at et materiale inngår 100 % og hvor man tar utgangspunkt i at torv kan erstattes 100 % med steinull eller kokosfiber. I denne sammenligningen har torv høyest klimagassutslipp, steinull middels og kokosfibre lavest. For miljøpåvirkning av økosystemtjenester har derimot kokosfibre størst påvirkning. Bruk av ull og biokull er ikke omfattet av Quantis sin studie, men funksjonen av biokull har hatt et stort forskningsfokus de senere årene. Kern et al. (2017) har oppsummert en workshop om synergier ved bruk av torv og biokull i vekstmedier. Positive resultater ble her for eksempel vist med opptil 50 % biokull i jordblandinger og det fokuseres mye på potensielle tilleggseffekter ved bruk av biokull. For ull fra husdyr finnes det ikke like mye forskning, men Zhelajzkov et al (2009) har for eksempel vist hvordan ullavfall fra rensingsprosessen for ull kan anvendes i potteplanter. Her vises det til at

ull kan dekke store deler av nitrogen-, fosfor- og kaliumbehovet til potteplanter, så innhold av næringsstoffer er en aktuell tilleggsfunksjon her.

Hvilke prosentvise blandinger av erstatningsmaterialer til torv som er aktuelt på det norske markedet for de aktuelle bruksområdene er ikke vurdert i tidligere studier. En vurdering av klima- og miljøeffekter av alternativer til torv er derfor utfordrende fordi sammensetningen i jordprodukter varierer med anvendelse, samt at det som regel ikke opplyses om hva de ulike jordblandingenene på markedet består av. En komplett sammenligning basert på funksjon er derfor ikke mulig på grunn av manglende informasjon om innholdet i torvjord og torvfrie alternativer. Det er derfor valgt å vurdere miljøeffektene til hvert av de ulike materialene per kubikkmeter innsatsmateriale til dyrkingsmedium. Resultatene for hvert materiale er vurdert hver for seg og ikke i blandinger. Det er derfor viktig å være klar over at den funksjonelle enheten kun delvis reflekterer funksjonen til produktet. De ulike materialene som sammenlignes har veldig varierende tetthet, som vist i

Tabell 1.

Tabell 1: Liste over tettheter til erstatningsmaterialer og torv med referanser

Materiale	Bulk tørrtetthet [TS kg/m ³]	Referanse
Steinull	70	Quantis (2012)
Perlitt	105	Quantis (2012)
Biprodukter fra kokosproduksjon	70	Quantis (2012)
Treflis - bark	196	Quantis (2012)
Treflis - trefiber	66	Quantis (2012)
Kompost (hageavfall)	330	Quantis (2012)
Biokull	300	Brewer & Levine (2015)
Ull	20	Sheep Wool Insulation Ltd. (2017)
Torv	72	Quantis (2012)

2.2 Systemgrenser i miljøvurderinger

Det er utviklet generelle standarder for LCA og hvor NS-EN ISO 14044 er den mest brukte (NS-EN ISO, 2006). Denne standarden er dog ikke tilstrekkelig spisset for at resultater av ulike studier kan sammenlignes. I konvensjonell LCA av bygningsmaterialer har beregningsmetodene blitt vesentlig mer standardisert og implementert med den europeiske standarden EN 15804 (NS-EN, 2012) de senere årene. Denne vil derfor her også ligge til grunn for rammene av sammenfatningen av livsløpsvurderingene. Resultatene fra ulike studier basert på EN 15804 skal i utgangspunktet være sammenlignbare så lenge det vurderes på en relevant funksjonell ekvivalent enhet. Det finnes dog aspekter ved denne standarden som gjør at resultatene ikke er helt relevante for problemstillingene i denne rapporten. Dette omfatter:

- Om utfasing av torv endrer produksjonsmengder slik at klimaeffekter per enhet for andre materialer endres vesentlig

- Hvordan karbonsyklusen for biomasse inkluderes i beregningene
- I hvilken grad tid og rom for klima- og miljøeffekter har betydning
- Kriterier for når avfall ikke lenger er avfall, men blir et nytt produkt

Det er vanlig i LCA å anta at det har ingen betydning om et utslipp av klimagasser skjer i Norge eller Indonesia, heller ikke om det skjer i år eller om 50 år. Forskning viser at denne forenklingen er spesielt problematisk for biomasse, men det mangler konsensus for alternative metoder. Dette blir videre diskutert under avsnitt 2.3.1. At LCA ikke ser forskjell på tid og sted for klimagassutslipp er også viktig å ta hensyn til i politiske beslutningsprosesser, da disse gjerne har mål om å redusere klimagasser i et land frem til et år, for eksempel det norske klimagassregnskapet i 2030.

Når et produkt blir avfall og skal resirkuleres, er det i konvensjonell LCA nødvendig å definere systemgrensen mellom det primære og sekundære produktsystemet: hvor slutter livsløpet til produktet som går til avfallshåndtering og hvor startet livsløpet til det resirkulerte produktet? Her tar EN 15804 utgangspunkt i kriterier for avfallsfasens opphør ("end-of-waste criteria"). Kriterier for avfallsfasens opphør er utviklet spesielt for kompost og biorest av kildesortert avfall og som gir kvalitetskriterier for at disse skal regnes som et nytt produkt (Saveyn & Eder, 2013). I en klimagassberegning i henhold til EN 15804 for et dyrkingsmedium med kompost, vil i utgangspunktet kun utslipp etter at det har blitt et nytt produkt inkluderes. Utslipp fra selve komposteringsprosessen vil da inkluderes i klimagassregnskapet for det kasserte produktet som blir kompostert. For eksempel vil miljøbelastningen fra kompostering av et juletre inkluderes i regnskapet til juletreet og ikke til kompostert juletre som innsatsfaktor i et jordprodukt. I LCA som ikke følger EN 15804 kan andre beregningsregler benyttes, noe det er viktig å ta hensyn til i en sammenstilling.

I LCA finnes det et alternativ til konvensjonell regnskaps-LCA som kalles konsekvens-LCA. Denne tilnærmingen er i mindre grad standardisert, men vil i hovedsak ta hensyn til at endring i tilbud og etterspørsel vil endre miljøpåvirkningen for produkter. Felles for disse metodiske aspektene er at de kan være avgjørende for resultatene, men krevende å kvantifisere i en studie og umulig i en litteraturstudie. Disse aspektene blir derfor diskutert i rapporten opp mot de ulike materialene for å vurdere usikkerheten i resultatene.

I denne rapporten er livsløpet til hvert dyrkingsmedium som er vurdert delt inn i fire faser. Disse fasene er oppsummert i Figur 1.

Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avfallsfase
•Råvareuttak •Transport til produksjonsted •Produksjon av dyrkingsmedium	•Transport fra annet land til Norge •Distribusjon til forbruker	•Nedbrytning	•Resirkulering •Sluttbehandling av avfall

Figur 1: Livsløpsfaser for dyrkingsmedier

Belastningen fra livsløpsfasen Produksjon vil påvirkes av hvorvidt jordforbedringsproduktet/dyrkingsmediet produseres fra avfall eller restråstoffer fra andre

produktsystemer, eller om det er behov for uttak av primære råvarer. Biomasse brytes ned under bruk, og klimagasser vil da slippes ut. Avfallshåndtering er kun relevant i de tilfellene dyrkingsmediet eller jordforbedringsproduktet tas vekk fra bruksområdet og sendes til en sluttbehandling. For eksempel gjelder dette bruk i potteplanter til private husholdninger som gjerne ender i restavfallet og behandles med forbrenning med energigjenvinning. For anvendelse i anleggsjord kan det i motsatt fall antas at dyrkingsmedium ikke sendes til noen formell avfallsbehandling, men vil delvis bli brutt ned over tid.

2.3 Vurdering av miljø- og klimaeffekter

Klima- og miljøeffektene til et produkt eller en tjeneste kan klassifiseres inn i ulike miljøpåvirkningskategorier, basert på hvilke miljøproblemer de ulike utslippene potensielt kan bidra til å forårsake. Eksempler på miljøpåvirkningskategorier er global oppvarming, forsuring, nedbrytning av ozonlaget og påvirkning på menneskers helse.

2.3.1 Klimaeffekter

Når klimagassutslipp skal konverteres til potensiell klimaeffekt, multipliseres utslippene med ulike karakteriseringsfaktorer som gjenspeiler hvor stor effekt de har på global oppvarming. For klimaeffekter er det stor konsensus om å benytte det internasjonale klimapanelets (IPCCs) faktorer for globalt oppvarmingspotensial (GWP). Alle klimagassene er gitt en faktor som er relativ til CO₂. For eksempel har 1 kg metan (CH₄) 30,5 ganger større effekt på global oppvarming enn det 1 kg CO₂ har. Karakteriseringsfaktoren for metan er derfor 30,5. Det er normalt å anvende 100 år som referansetid. Faktorene utvikles og forbedres kontinuerlig ettersom en får ny kunnskap om hvilke utslipp som bidrar og hvor mye de bidrar. I 2013 publiserte IPCC nye faktorer, som blant annet medførte at metan fikk en høyere faktor og lystgass fikk en lavere faktor enn tidligere (se Tabell 2). Det er viktig å være oppmerksom på dette når en sammenligner studier fra ulike årstall. I denne rapporten er det forsøkt å anvende IPCC2013 når det er mulig, men som en litteraturstudie er det ikke til å unngå at en del resultater kan være basert på eldre karakteriseringsfaktorer.

Tabell 2: Karakteriseringsfaktorer

	IPCC 2001	IPCC 2007	IPCC 2013
Karbondioksid (CO ₂)	1	1	1
Metan (CH ₄)	23	25	30,5
Lystgass (N ₂ O)	296	298	265

Beregninger av klimaeffekt er videre spesielt utfordrende for karbonsyklusen til biomasse. Dette er et komplekst tema, som likevel kort vil gjennomgå her da konkrete forenklinger og valg av forutsetninger relatert til dette vil påvirke endelige resultater.

Karbon som tas opp gjennom fotosyntese og som bindes i biomasse, for senere i livsløpet helt eller delvis å oksideres, omtales som biogent karbon. Det finnes en forenklet og en mer komplett

metode for å forstå biogent karbon. Den forenklete metoden brukes mest i LCA, og antar umiddelbar oksidasjon av biogent karbon. Sett over livsløpet vil da opptak og utslipp av biogent karbon regnes å ha ingen klimaeffekt. Imidlertid gjøres det gjerne to unntak. For det første kan utslippene av biogent metan justeres for mengden karbondioksid som metan brytes ned til etter hvert i atmosfæren. Det andre unntaket er når biogent karbon regnes å ikke bli sluppet ut igjen, det kan da regnes inn som et varig negativt utslipp. Eksempler på dette er karbonfangst og -lagring ved avfallsforbrenning, samt biokull i anleggsjord. En mer komplett metode er å telle opptak og utslipp direkte, noe som kan kalles atmosfærisk flyt. I noen standarder er det krav om at utslipp telles i den livsløpsmodulen hvor utslipp faktisk skjer, noe som har gjort at komplett modellering av biogent karbon i større grad har blitt anvendt.

De siste årene har det skjedd en omfattende forskning på å inkludere tidsaspektet av klimagassutslipp i LCA. Spesielt har det vært fokus på bruk av bioenergi fra skog, hvor lang rotasjonstid og kort levetid har gjort at flere har stilt spørsmål om antagelsen om klimanøytralitet. Ved andre anvendelser av biomasse, for eksempel til bygg, har også dette vært aktuelt, da produktene gjerne har lang levetid. Den enkleste metoden for å ta hensyn til tidsaspektet reduserer klimaeffekten av utslipp med 1 % for hvert år utslippet utsettes og kalles ILCD-metoden, jfr. Tellnes et al. (2017). Det mangler konsensus for slike metoder, og ILCD sin metode er her inkludert som en illustrasjon på konseptet. Karakteriseringsfaktorer for alle tilnærmingene er vist i Tabell 3. I denne studien vil den forenklete tilnærmingen ligge til grunn og utslippene over livsløpet ville uansett bli de samme når det tas hensyn til varig lager. Svakheten er at det i mindre grad viser når utslippene faktisk skjer og at tidspunktet ikke nødvendigvis er irrelevant for klimaeffekten. Hadde tidsjustering blitt inkludert ville dette gitt andre resultater, og dette blir videre tatt opp i diskusjonen av resultatene.

Tabell 3: Karakteriseringsfaktorer for forenklet og komplett beregning av biogent karbon i LCA

	Forenklet IPCC2007	Komplett IPCC2007	Tidsjustert (ILCD)
Opptak og utslipp karbondioksid (CO ₂)	-/+ 1	-/+ 1	-/+ 1
Opptak og utslipp biogent karbondioksid (CO ₂)	0	-/+ 1	-/+ 1
Varlig lager av biogent karbondioksid (CO ₂), ingen utslipp før etter 100 år	-1	0	0
Tidsjustering utsatt utslipp første 100 år			-0,01/år
Metan (CH ₄)	+ 25	+ 25	+ 25
Biogent metan (CH ₄)	+ 22,25	+ 25	+ 25
Lystgass (N ₂ O)	+ 298	+ 298	+ 298

Klimaeffekter kan alternativt måles opp mot totale nasjonale klimagassutslipp og forpliktelser i internasjonale avtaler som Kyoto- og Parisavtalen. En vesentlig forskjell på dette og livsløpsvurderinger er hensynet til tid og rom, hvor LCA som regel er helt uavhengig av hvor og når utslipp skjer, mens nasjonale klimagassregnskap er direkteutslipp fra et land over et år.

2.3.2 Andre miljøeffekter

For andre miljøeffekter er det i mindre grad konsensus om hvilke karakteriseringsfaktorer som skal benyttes i LCA. Både hvilke miljøkategorier som inkluderes og hvilke faktorer som benyttes kan variere fra studie til studie. Som nevnt i innledningen av kapitlet er konkrete og direkte biologiske og toksikologiske faktorer typisk utenfor detaljnivået til en LCA-studie.

I Quantis (2012) brukes for eksempel LCA-indikatorer for økosystemkvalitet, ressursknapphet og menneskers helse. I metoden som er brukt, kalt IMPACT 2002+, regnes ikke bidrag fra klimaendringer videre til påvirkning på økosystemer og mennesker (Humbert et al. 2012), en antakelse som det er viktig å legge merke til for å forstå hva beregningene kommuniserer. Klimaendringer ville vært en viktig bidragsyter til skade på økosystemer og mennesker ved bruk av andre metoder, som ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2009), men er altså definert som uavhengige av kategorien klimaendringer i det følgende.

Quantis gjennomførte en sensitivitetsanalyse for å sjekke om metoden de anvende var robust. Resultatene viste at rangering mellom ulike blandinger av dyrkingsmedier ble endret av å bruke en alternativ metode. Det er derfor usikkert om LCA-resultater på slike miljøpåvirkningskategorier er robuste nok. LCA fra slike studier viser likevel hvor potensialet for andre miljøpåvirkninger er og hva som bidrar til dette. Bidragsanalyser fra LCA, som viser hvor i livsløpet miljøpåvirkning skjer på hver kategori, blir derfor kvalitativt oppsummert for hvert materiale. I tillegg til indikatorene fra Quantis (2012) er andre vesentlige miljøpåvirkninger fra utvinning og produksjon vurdert, samt utslipp under bruk av dyrkingsmediet. De ulike miljøpåvirkningskategoriene er oppsummert i Tabell 4 og forklart mer i detalj under.

Tabell 4: Andre miljøpåvirkningskategorier enn klimapåvirkning som er kvalitativt vurdert

Miljøpåvirkning	Forklaring	Metoder
Økosystemtjenester	Arealbruk og arealbruksendringer, forsurening, overgjødning og økologisk toksisitet	Bidragsanalyser fra LCA
Ressursknapphet	Bruk av mineralressurser og ikke fornybar energi	Bidragsanalyser fra LCA
Menneskers helse	Utslipp til luft, jord og vann som påvirker mennesker.	Bidragsanalyser fra LCA
Utslipp til luft, vann og jord under produksjon og distribusjon	For eksempel lokal luftforurensing, vannforurensing som overgjødning og toksisitet	Bidragsanalyser fra LCA, annen litteratur
Utslipp under bruk av dyrkingsmediet	Innhold av næringsstoffer som kan lekkes ut, risiko fra innhold av helse- og miljøskadelige stoffer	Bidragsanalyser fra LCA, annen litteratur

Økosystemtjenester

Påvirkning på økosystemtjenester innebærer produktets påvirkning på økosystemene i naturen. En rekke miljøproblemer vil påvirke økosystemet. Av disse har Quantis inkludert økotoksisitet, overgjødsling, arealbruk, forsuring og vannturbiner (Humbert et al., 2012). Viktige økosystempåvirkninger som arealbruks-endringer og klimaendringer er dermed ikke representert i denne kategorien.

Ressursknapphet

Ressursknapphet handler om å kartlegge hvor mye et produkt bidrar til å «bruke opp» begrensede ressurser. Dette inkluderer her uttak av mineraler og bruk av fossil, ikke fornybar energi (Humbert et al., 2012).

Eksempel på en begrenset ressurs som er relevant når man sammenligner torv med kompost er fosfor. Dersom ikke fosfor forvaltes riktig, kan det medføre mangel på fosfor i enkelte områder, som vil ha stor påvirkning for plantevekst og matproduksjon. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at for at plantene skal nyttiggjøre seg av tilført fosfor må den være plantetilgjengelig og at det i enkelte områder er overskudd av fosfor. Tilføring av for mye fosfor kan gi avrenning og forårsake overgjødsling.

Menneskers helse

De fleste miljøproblemer vil, direkte eller indirekte, ha en påvirkning på menneskers helse. Quantis (2012) har kvantifisert de ulike materialenes påvirkning på menneskers helse kvantifisert i DALY (disability adjusted life years). Dette inkluderer følgende miljøpåvirkningskategorier: human toksisitet (kreftfremkallende og ikke kreftfremkallende effekter), utslipp som påvirker luftveiene (organiske og ikke-organiske) og nedbrytning av ozonlaget (Humbert et al., 2012).

3 Steinull

Steinull lages av vulkansk stein og kalk som under høy temperatur spinnest til ull. Det brukes mye til isolasjon i bygg i Norge, men også til dyrkingsmedium i drivhus for blant annet tomater. Steinull har ingen næringsstoffer, og dette må da tilsettes etter behov. Anvendelse av steinull antas derfor mest relevant for profesjonelle kunder til veksthus.

3.1 Klimaeffekter fra steinull

Ifølge Quantis (2012) er klimasporet til steinull cirka 70 kg CO₂-ekv./m³ for produksjon og cirka 30 kg CO₂-ekv./m³ for distribusjon. 1 m³ steinull veier 70 kg, og produksjonsutslippet blir da 1 kg CO₂-ekv./kg steinull. Miljødeklarasjon (EPD) for Rockwool (2013) omfatter produksjon av steinullisolasjon fra fire fabrikker i Norge og Danmark hvor klimagassutslippene er på 1,18 kg CO₂-ekv./kg steinull og ligger da 18 % over Quantis sin studie. Dette kan skyldes at EPD-studien har mer omfattende data enn Quantis. EPD for Paroc steinullisolasjon ligger på 1,21 kg CO₂-ekv./kg steinull (Paroc, 2014). Siden steinull allerede produseres i store mengder, så antas det liten endring i dette ved økt anvendelse i Norge. Ifølge Quantis (2012) er klimabelastningen vugge-til-port for mineralull hovedsakelig fra koks som energi i produksjonen, så erstatning av koks med et fornybart alternativ i produksjonsfasen vil kunne redusere klimagassutslippene vesentlig. For norske forhold antas videre et utslipp på 1,2 kg CO₂-ekv./kg steinull. Produksjonen av steinull som dyrkingsmedium antas skjer i hovedsak i Nederland, så ved distribusjon for norske forhold antas transport til Oslo og totalt 1030 km på lastebil og 160 km på ferje. Ved bruk av transportkalkulator i LCA.no (2017), så gir dette en klimaeffekt på 6,4 kg CO₂-ekv./kg steinull. For avhending er deponering inkludert i EPD for Paroc (2014), og utgjør der 0,18 kg CO₂-ekv./kg steinull. Klimaeffektene for steinull over livsløpet er oppsummert i Tabell 5.

Tabell 5 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til steinull (kg CO₂-ekv./m³ steinull)

	Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbonlagring
Quantis (2012)	70	30	0	0	100	0
Estimat norske forhold	84	6,4	0	12,6	103	0

3.2 Andre miljøeffekter fra steinull

Ifølge Quantis (2012) er virkningen på menneskers helse større for steinull enn for tilsvarende bruk av torv og kokosfiber i fruktproduksjon. Denne belastningen kommer hovedsakelig fra distribusjon til kunder og fra uttak av basalt. Resultatene er derimot lavere for steinull enn torv for påvirkningen på økosystemtjenester og ressursbruk.

4 Perlitt

Perlitt er basert på vulkansk stein som ekspanderes ved høy varme. Det anvendes som blanding i jord for å gi luft og struktur. Perlitt inneholder ingen næringsstoffer, og er tilgjengelig i vanlige hagebutikker. De tekniske funksjonene ligner på steinull, men antas også egnet for hobbybruk.

4.1 Klimaeffekter fra perlitt

I følge Quantis (2012) er klimapåvirkningen til perlitt cirka 60 kg CO₂-ekv./m³ for produksjon og cirka 40 kg CO₂-ekv./m³ for distribusjon. 1 m³ perlitt veier 120 kg, og produksjonsutslippet per kg perlitt blir da 0,5 kg CO₂-ekv. Perlitt på det norske markedet kommer eksempelvis fra produsenter i Danmark og Nederland, så det tas utgangspunkt i transport derfra i analysen. Livsløpsinventar-databasen Ecoinvent v3.3 har data for produksjon av ekspandert perlitt vugge-til-port. Disse ble justert slik at de ble representative for en produksjon i Nederland og Danmark. Klimasporet ble da cirka 0,55 kg CO₂-ekv./kg og ligger dermed litt over Quantis (2012) sine tall på 0,5 kg CO₂-ekv./kg. For transport ble det gjennomført en analyse med ferje på 160 km og 1030 km på lastebil ved bruk av nettbasert beregningsverktøy for miljøpåvirkning fra transport av byggevarer tilgjengelig på LCA.no (2017). Dette resulterte i cirka 11 kg CO₂-ekv./m³. For avfallshåndtering er det antatt samme scenario og utslipp som steinull per kg. Siden perlitt allerede brukes i stort omfang, vil økt bruk av perlitt istedenfor torv i Norge antakeligvis ikke endre klimaeffekten per produksjonsenhet, og resultatene er således antatt sikre. Klimaeffektene for steinull over livsløpet er oppsummert i Tabell 6.

Tabell 6 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til perlitt (kg CO₂-ekv./m³ perlitt)

	Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbon-lagring
Quantis (2012)	60	40	0	0	100	0
Estimat norske forhold	66	11	0	22	99	0

4.2 Andre miljøeffekter fra perlitt

Ifølge det verdensomspennende Perlittinstituttet er det rikelig med tilgang på råvarer til perlitt. Mindre enn 1 % av reservene er brukt de siste 60 årene (Perlite Institute, 2010). I Quantis (2012) viser LCA studien at sprengning i råvareuttak bidrar mest på økosystemkvalitet, mens transport og prosessering har størst påvirkning på menneskers helse.

5 Biprodukter fra kokosproduksjon

Biprodukter fra kokosproduksjon er et torvfritt alternativ på markedet i dag. Kokos er brukt mest for gartner næringen, men finnes i torvfri plantejord for privatpersoner i Norge. Kokos er et typisk produkt fra tropiske land, spesielt fra Sri Lanka, Filippinene, India, Indonesia, Mexico, Costa Rica og Guinea. For import av kokosfiber til det norske markedet er det Sri Lanka og India som er de største (ITC, 2016). Biprodukter fra kokos som erstatter torv er allerede på markedet i forskjellige norske butikker (Hjellnes Consult, 2017). Kokosnøtter består av to deler: skallet og kokoskjernen. Kokoskjernen brukes til å produsere olje, kopra og melk (høyverdige produkt). Skallet består av to hoveddeler, kokosstøv og fibre. Den minste fraksjonen, kokosstøv, dvs. avfallskvaliteten etter eliminering av de fleste fibre, for eks. lange fibre til tauverk og matter, regnes som mest stabil og best egnet i dyrkingsmedium, og innehar hovedpotensialet for å erstatte torv (Fascella, 2015). Kokosstøv blir ekstrahert fra skallet sammen med fibre, og står for 50-60 % av den totale vekten av skallet (Kumarasinghe et al., 2015). I kokosnæringen genereres ett tonn kokosstøv per 10.000 skall. Etter kompostering får kokosstøv tørke til et bestemt fuktighetsnivå, og komprimeres deretter til baller som blir pakket inn (Fascella, 2015).

Kokosstøv brukes alene eller blandet med andre materialer, som et alternativt dyrkingsmedium til torv som substrat for dyrking av grønnsaker – for eksempel vektshus-grønnsaker som tomater, agurk, kål osv, jfr. for eksempel Kumarasinghe et al. (2015) – i tillegg til for kuttete blomster og potteplanter. De fysiske og kjemiske egenskapene til kokosstøv kan variere med materialets kilde, fiberstørrelse, fuktighetsnivå og kompresjonstrykk (Fascella, 2015; Kumarasinghe et al., 2015). Det har derfor noen begrensninger fordi disse egenskapene påvirker veksten til planter. Bulkdensiteten til kokosstøv avhenger av komprimeringen til sluttproduktet (fra 400 kg/m³ til 350 kg/m³) og dekomprimeringen av det (70 kg/m³).

5.1 Klimaeffekter fra kokos

En studie av Grodan (2011) ser på LCA av kokossubstrat som brukes for å dyrke tomat i drivhus, sammenlignet med steinull. Den funksjonelle enheten som ble benyttet i denne studien var produksjon av dyrkingsmedium for dyrking av 1 ha tomater i ett år i Nederland. Systemgrensen var fra vugge til port. De viktigste bidragsyterne til totalvirkningen fra vugge til port var fossil ressursbruk, klimaeffekt (økosystemer og menneskers helse), partikkeldannelse og arealbruk. For kokossubstrat er transport av materialet fra produksjonslandet (i dette tilfellet India) til Nederland for videre behandling og bruk den dominerende kilden for de fleste miljøkategoriene. Interkontinental transport står for mer enn 60 % av partikkelutslipp og mer enn 25 % av kategoriene for fossilt utslipp og klimaeffekt over livsløpet til dyrkingsmediet.

I studien av Quantis (2012) blir dyrkingsmedium til hagebruk i fem forskjellige bruksområder vurdert: fruktige grønnsaker, potteplanter, planteskoler for småplanter i kar og hobbymarkedet (studien for planteskoler til trær er utelatt, siden det ikke er et potensielt scenario å erstatte torv med kokosstøv). Systemgrensen er fra vugge til grav: dyrking og høsting av kokos i Sri Lanka, transport til Rotterdam havn, og en avfallshåndtering hvor det antas at dyrkingsmediet ikke gjenbrukes. Den funksjonelle enheten (FU) er 1 m³ dyrkingsmedium for ulike anvendelsesområder. Siden utvinning og produksjon av kokosstøv antas å være i Sri Lanka, refererer inngangene også

til dette landet, for eksempel har utslipp fra elektrisitetsproduksjonen i Sri Lanka blitt brukt der dette er relevant i analysen. Resultatene viser klimaeffekt når 100 % kokosstøv og kokosstøv i blandinger er sammenlignet med andre alternativer som torv og mineralull. I denne sammenhengen kommer kokosstøv best ut i miljøkategorien klimaeffekt. Merk at det antas produksjon under ordnede forhold i Sri Lanka, og at det antydes hvordan produksjon i Malaysia og Indonesia kan føre til avskoging, som ikke er tatt med ved beregning av klimaeffekt. Se detaljert resultat i Tabell 7 under.

Tabell 7: Oversikt klimaeffekt kokosstøv og jordblandinger med kokosstøv. Tallene er kun gyldige for opprinnelsesland Sri Lanka

	Klimaeffekt [kg CO ₂ eq/m ³]
100 % kokosstøv (fruktproduksjon)	65
Blanding for potteplanter (20 % kokosstøv, 30 % kompost, 50 % hvit torv)	150
Blanding for planteskoler for småplanter (30 % kokosstøv, 50 % hvit torv, 20 % trefiber)	140
Blanding for planteskoler for småplanter (50 % of kokosstøv, 30 % hvit torv, 20 % trefiber)	130
Blandinger for hobbymarkedet (10 % bark, 30 % kompost, 20 % trefiber, 10 % risskall, 30 % kokosstøv)	150

Mer enn halvparten av klimaeffekten for produksjon av kokosstøv skyldes transport til blandingsanlegget. Resten av påvirkningen skyldes strømforbruk og tilsetning av kalsiumnitrat. Det er ikke funnet andre gode LCA-studier for produksjon av kokosstøv. Resultatene antas derfor å hvile tungt på antakelsene i Quantis-studien, og bør anses som usikre. For produksjon, distribusjon og bruk er det antatt at resultatene fra Quantis (2012) er representative for Norge. For avhending vil et scenario med energigjenvinning hvor utslipp antas å være de samme som for trevirke ha liten betydning. Dette siden biogent karbon allerede er regnet som utslipp. Nyten av energigjenvinning for produksjon av fjernvarme og elektrisitet er betydelig, men skal ikke regnes med som en del av livsløpet i henhold til EN 15804. Klimaeffekt for bruk og avhending er derfor satt til null og klimaeffekt over livsløpet er oppsummert i Tabell 8. Det antas også at alt biogent karbon blir nedbrutt før det har gått 100 år, og derfor er karbonlagring satt til null.

Tabell 8: Klimapåvirkning gjennom livsløpet til kokosstøv (kg CO₂-ekv./m³ kokosstøv). Tallene er kun gyldige for opprinnelsesland Sri Lanka

	Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbon- lagring
Quantis (2012)	45	20	0	0	65	0

5.2 Andre miljøeffekter fra kokos

I studien av Quantis (2012) er resultatene vist som miljøkategorier for økosystemkvalitet, ressursbruk og menneskers helse, når 100 % kokosstøv og kokosstøv i blanding er sammenlignet med andre alternativer som torv og mineralull. I denne sammenhengen kommer kokosstøv best ut når det gjelder ressursbruk, mens den kommer dårligst ut for miljøkategorien økosystemkvalitet (på grunn av arealbruk).

For indikatoren menneskelig helse er det størst miljøpåvirkning fra dyrkingsmediet 100 % kokosstøv (hovedsakelig på grunn av transport av kokosstøv: frakt fra Sri Lanka til Europa og transport av dekomprimert kokosstøv i Europa til blandingsanlegget). Dermed er distribusjonen av vekstmediet til sluttkunden et sentralt element for å redusere miljøvirkningene for kokosstøv (sannsynligvis en av hovedfaktorene for import av produkter fra kokos i Norge). Disse resultatene er oppsummert i Tabell 9.

Tabell 9: Oppsummering av miljøpåvirkning av kokosstøv

	Økosystem- kvalitet [PDF.m2.y/m3]	Ressursbruk [MJ/m3]	Menneskers helse [DALY/m3]
100% kokosstøv (fruktproduksjon)	92	1000	0.00011
Blanding for potteplanter (20 % kokosstøv, 30 % kompost, 50 % hvit torv)	50	2550	0.00018
Blanding for planteskoler for småplanter (30 % kokosstøv, 50 % hvit torv, 20 % trefiber)	50	2300	0.00013
Blanding for planteskoler for småplanter (50 % av kokosstøv, 30 % hvit torv, 20 % trefiber)	68	2100	0.00015
Blandinger for hobbymarkedet (10 % bark, 30 % kompost, 20 % trefiber, 10 % risskall, 30 % kokosstøv)	60	2000	0.00019

LCA-analysene utelukker vannforbruk, fordi det antas at dyrking av kokosnøtten kommer fra områder der det ikke er nødvendig med vanning.

Innvirkning på avskoging er ikke inkludert, fordi produksjonen av kokosstøv er et biprodukt fra kokosnøttproduksjon i Sri Lanka, som de anser som forskjellig fra palmeoljeproduksjon i f.eks. Indonesia og Malaysia. At kokos i form av for eksempel kokosolje generelt er helt vesensforskjellig fra palmeolje virker imidlertid tvilsomt. For eksempel fant Saikku et al. (2012) at kokosolje er et av produktene med sterkest innvirkning på avskoging i Indonesia. Denne avskogingen er kjent for å være ute av kontroll, og er av mange ansett som et av klodens største miljøproblemer. Det vil dessuten i praksis komme inn indirekte kausale effekter i regnskog via såkalte indirekte arealbruksendringer ("indirect land use change", iLUC), altså at jomfruelig areal tas i bruk fordi annen mark i området allerede er okkupert til kokosproduksjon. iLUC-effekter er ofte ikke inkludert i

LCA-studier. Quantis-studien inkluderer imidlertid den relaterte effektkategorien arealbruk, og det er dette bidraget som gjør at produkter med kokosstøv i deres studie scorer dårligst på økosystemkvalitet. Det påpekes i studien at dette er en forenklet modelleringsantakelse (s. 73-74).

I Quantis (2012) ble det anvendt økonomisk allokering basert på prisene på de forskjellige biproduktene fra den årlige eksportstatistikken. Den tar altså kun utgangspunkt i kokosstøv med opprinnelse i Sri Lanka der forholdene regnes som relativt ordnede, og det kan tolkes fra Quantis-rapporten at resultatene ikke er overførbare til produksjon i land som Malaysia og Indonesia, der de påpeker at avskoging vil være en konsekvens (side 52). Tropisk skog er særlig artsrik, og tropisk regnskog regnes gjerne som klodens mest verdifulle biotop. Når man samtidig observerer storstilt avskoging i tropiske områder, bør dette aspektet vektlegges. LCA-studier av utvinning og produksjon i u-land vil dessuten være usikre da det vil finnes mindre miljølovgivning, noe som kan gjøre vanlige systemgrenser, kvantitative antakelser og databasedata irrelevante.

Konkrete feltundersøkelser vil derfor være verdifulle. Bijoy Nandan (1997) rapporterer om enorme miljøødeleggelser i Kerala, India forårsaket av bløtlegging ("retting") av kokosnøtter i produksjonen av kokosfibre: *"The study revealed that retting activity has caused large scale organic pollution along with the mass destruction of the flora and fauna, converting sizeable sections of the backwaters into virtual cesspools of foul smelling stagnant waters. High values of hydrogen sulphide, ammonia, BOD5 associated with anoxic conditions and low community diversity of plankton, benthic fauna, fish, shell fish, wood boring and fouling organisms were the outstanding feature of the retting zones"*. Suja (2014) undersøker den samme problemstillingen noe mindre formelt, og observerer også at denne aktiviteten er svært forurensende. Totalt sett virker kokosproduksjon generelt å ha inngripende miljøeffekter, som Quantis-studien av kokosstøv ikke nødvendigvis fanger opp.

Quantis-rapporten viser at produktblandingene som inneholder kokosstøv har dårligst innvirkning på menneskers helse. Et interessant problem er også at analysene av kokossubstratet ikke inneholder vurdering av sosiale aspekter knyttet til arbeidstakere. Arbeidsforhold i produksjonslandet kan være et moment når den mer generelle bærekraften til et produkt produsert i utviklingsland vurderes. I tillegg vil befolkningen i u-land ha dårligere forutsetninger for å beskytte seg mot miljøeffekter. Samtidig kan det i enkelte kulturer være andre holdninger enn i Norge på hva som regnes for akseptabelt. Det er en risiko for at kokosstøv er knyttet til barnearbeid, og Framtiden i våre hender (2016) hevder at en slik forbindelse finnes.

Ingen norsk LCA-studie har blitt funnet i litteraturen der klima og andre miljøpåvirkninger er vurdert, men det antas at de europeiske funnene er relevante for norske forhold.

Kokosstøv fra Sri Lanka er i litteraturen vurdert å ha lave klimagassutslipp, men scorer dårlig på økosystemer og menneskers helse, selv når det er gjort en tilsynelatende "snill" antakelse om ingen tropisk avskoging. Kokosstøv virker dermed ikke som et godt alternativ til torv, og Framtiden i våre hender (2016) har kommet til samme konklusjon. Som nevnt over vil kokosstøv fra blant annet land som India, Malaysia og Indonesia dessuten være knyttet til flere utfordringer, og kan potensielt gi høye klimagassutslipp fra avskoging som ikke er medregnet i eksisterende studier.

6 Bark

Bark kan tas direkte fra skog, men omsettes mest som biprodukter fra skogindustri. Bark finnes som fersk eller kompostert bark, og anvendes til jordbruk, som industriråstoff og energi. Fersk bark er i dag et biprodukt fra sagbruk og treforedling som i stor grad blir brukt internt til energi, men betydelige mengder blir også solgt til dekkbark og lignende. Tellnes et al. (2011) har estimert at cirka 57 % av barken fra sagbruk blir brukt internt for energi, mens resten blir solgt til strøbark eller energi hos andre anlegg. Ved produksjon i treforedlingsindustri (fiber og kjemikalier) blir det også brukt bark i betydelige mengder. Bark utgjør 10 % av volumet av ved i en tømmerstokk og med en total avvirkning på cirka 10 millioner fastkubikkmeter tømmer målt under bark per år, så er de totale mengdene bark cirka 1 million fastkubikkmeter.

I Quantis (2012) er det tatt utgangspunkt i at bruk av fersk bark kan anvendes som ingrediens i ulike blandinger av dyrkingsmedium. Dette er basert på at flere anlegg i Europa praktiserer å blande inn både bark og trefiber i blandinger av dyrkingsmedium. I Norge er kompostert bark og hageavfall i mange tilfeller en ingrediens i plantejord. I forskningslitteratur ellers har Schmilewski (2008) vist til at blandinger av 40 % kompostert bioavfall, 30 % kompostert bark og 30 % trefiber har identisk luftkapasitet som 100 % torv, mens de kjemiske egenskapene er veldig forskjellige.

6.1 Klimaeffekter fra bark

Produksjon av fersk bark, heltreflis og trefiber kan i dag gjøres av mange sagbruk spredt utover landet. Siden de i utgangspunktet er restmaterialer, vil de ha lave klimagassutslipp fra produksjon. Tellnes et al. (2012) har beregnet klimagassutslipp vugge-til-port for bark og flis fra sagbruk i Norge. Resultatene er presentert per fastkubikkmeter og gir mellom 14,7 og 20,6 kg CO₂-ekv./m³. Konsekvensen av økt bruk av bark til jordprodukter kan på kort sikt gjøre at industrien bruker flis til energi isteden, mens på lenger sikt kan økt energieffektivisering og bytte til returtrevirke som brensel være aktuelt. Det er en utfordring å finne gode anvendelser av biprodukter som flis i dag, og mye sendes langveis for å brukes som energi. For eksempel er det planer om eksport av skogsflis til Danmark som energi (Viken skog, 2017). Økt bruk av bark og flis som råmateriale lokalt vil derfor kunne medføre gode klimaeffekter som følge av redusert transportbehov og forlenget karbonlagring.

Beregning av klimaeffekt fra bark er beregnet ut fra en bulkdensitet på 280 kg/m³ og som antas å være halvparten av densiteten per fastkubikkmeter. For transport antas det 50 km på lastebil og ved bruk av LCA.no (2017) sin kalkulator utgjør dette cirka 1 kg CO₂-ekv./m³. Klimaeffekt for bruk og avhending er derfor satt til null som for kokos og klimaeffekt over livsløpet er oppsummert i Tabell 10. Det antas også at alt biogent karbon blir nedbrutt før det har gått 100 år, og derfor er karbonlagring satt til null. Det er usikkert på om kompostering og nedbrytning av bark kan føre til utslipp av metan og lystgass, så klimaeffekten blir derfor ansett som litt usikker.

Tabell 10 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til bark (kg CO₂-ekv./m³ bark)

Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbonlagring
------------	--------------	------	-----------	-----	---------------

Norske forhold	10	1	0	0	11	0
----------------	----	---	---	---	----	---

6.2 Andre miljøeffekter fra bark

Bark inneholder mangan, og må være tilstrekkelig kompostert for å unngå uønskede effekter når det anvendes som dyrkingsmedium. Dette er det krav til i NS 2890 om deklarerer av dyrkingsmedier. Norgaard et al (1998) har vurdert bruk av bark i skrin jord og opparbeiding av nye jordbruksarealer. Bakgrunnen for studien var at det generelt ikke hadde vært anbefalt med tykkere lag bark og behov for å dokumentere eventuelle negative miljøkonsekvenser. Resultatene og erfaringene fra prosjektet viste at bark bør kunne anvendes opptil 1 meter i områder med skrin jord uten stor risiko for forurensing. Det vil dog være høye konsentrasjoner med organisk stoff, jern og mangan i sigevann direkte under barklaget de første årene.

Trevirke fra norsk skogbruk og sagbruk er i all hovedsak sertifisert som bærekraftig skogbruk i henhold til PEFC og i noen tilfeller FSC. Bark er som energi et dårligere brensel enn veden. Bark gir ti ganger høyere askemengder og sannsynligvis høyere lokale utslipp av støv fra forbrenning.

7 Trefiber

Trefiber kan produseres av massevirke fra skogen eller basert på flis som er biprodukter fra trelastindustri. Det bygges en ny fabrikk for trefiberisolasjon i Norge som skal stå ferdig i 2018, og som potensielt også kan levere trefiber uten tilsetningsstoffene som brukes til isolasjon. Fra produksjon av trefiberplater og papirmasse blir det også produsert trefiberfraksjoner som ikke har tilstrekkelig kvalitet, men som alternativt nok kunne vært brukt i jordprodukter da det ikke er gode økonomiske anvendelser av dette i dag.

I Quantis (2012) er det tatt utgangspunkt i bruk av fersk bark og trefiber som kan anvendes i dyrkingsmedium i ulike kombinasjoner. Dette er basert på at flere anlegg i Europa praktiserer å blande inn både bark og trefiber i blandinger av dyrkingsmedium. På det norske markedet er det i Hjellnes Consult (2017) funnet torvfri plantejord for hagebruk i sekker med kompostert trefiber i en blanding med kompostert bark, hage/park kompost og naturgjødsel, men med svensk opprinnelse. Det har ikke blitt funnet kommersiell produksjon som anvender trefiber i dyrkingsmedier for veksthus i Norge, men forskningslitteratur viser eksempler på at det er mulig. Muro et al (2005) har testet trefiber som dyrkingsmedium for melon og tomat i Spania sammenlignet med perlitt og kokosfibre. Studien fant ikke store forskjeller i produksjonsmengde eller kvalitet på matproduksjonen, men antyder at det kan være lenger levetid på trefiber enn kokosfibre.

7.1 Klimaeffekter fra trefiber

Produksjon av trefiber kan i dag tas ut som restprodukter fra flere treforedlingsbedrifter i Norge, og vil følgelig ha lave klimagassutslipp fra produksjon. Det finnes ingen publiserte klimaresultater av trefiber produsert i Norge, men det er gjort foreløpige analyser for Hunton sin produksjon av trefiberisolasjon på Gjøvik og som skal stå klar våren 2018. De foreløpige analysene antyder at produksjon av trefiber vugge-til-port vil ligge på cirka 30 kg CO₂-ekv./m³. Det er en utfordring å finne gode anvendelser av restmaterialer som flis i dag, og mye sendes langveis for å brukes som energi. Økt bruk av flis som råmateriale lokalt vil da ha gode klimaeffekter ved å redusere transportbehov og forlenge karbonlagring.

Beregning av klimaeffekt for trefiber baseres da på en kommende norsk produksjon av trefiber. For transport antas det 200 km på lastebil og ved bruk av LCA.no (2017) sin kalkulator, så utgjør det cirka 2 kg CO₂-ekv./m³. Klimaeffekt for bruk og avhending er derfor satt til null som for kokos og klimaeffekt over livsløpet er oppsummert i Tabell 11. Det antas også at alt biogent karbon blir nedbrutt før det har gått 100 år, og derfor er karbonlagring satt til null. Det er usikkert om kompostering og nedbrytning av trefiber kan føre til utslipp av metan og lystgass, så klimaeffekten blir derfor ansett som litt usikker.

Tabell 11 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til trefiber (kg CO₂-ekv./m³ trefiber)

	Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbonlagring
Norske forhold	30	2	0	0	32	0

7.2 Andre miljøeffekter fra trefiber

Trevirke fra norsk skogbruk og sagbruk er i all hovedsak sertifisert som bærekraftig skogbruk i henhold til PEFC og i noen tilfeller FSC. I Quantis (2012) sin sammenligning av ulike blandinger av dyrkingsmedium ble det generelt ikke funnet noen blandinger som klart hadde lavere miljøbelastning på alle miljøindikatorer, med unntak av blanding med torv, bark og trefiber til planteskoler for trær. Dette gjenspeiles også i resultatene for hver ingrediens at bark og trefiber har lave miljøbelastninger over livsløpet. Hvis trefiber og bark kan gi riktig funksjon som dyrkingsmedium, vil de ha et stort potensial som ingredienser i dyrkingsmedier med lav miljøbelastning.

8 Kompost og avvannet biorest

8.1 Egenskapene til kompost

Kompost dannes ved en biologisk prosess der organisk materiale som for eksempel matavfall, hageavfall og husdyrgjødsel omdannes til næringsrik jord og humus. Organismer som trenger god tilgang på luft sørger for omdanningen (Pommeresche et al., 2011). Kompostens egenskaper vil være avhengig av hvilket materiale som komposteres. Når matavfall benyttes til kompostering, vil det være behov for å tilsette strukturmateriale. Dette kan for eksempel være flis, bark eller hageavfall. Strukturmaterialets funksjon er å sørge for en mer porøs struktur og tilførsel av luft under komposteringen. Det finnes ulike typer komposteringsanlegg. I tillegg kan mat og hageavfall komposteres i husholdningene.

Mange av kompostproduktene på markedet inneholder en betydelig mengde torv. Fremtiden i våre hender har kartlagt torvinnhold i solgte kompostprodukter og fant at mange av kompostproduktene på markedet inneholdt 70-80 % torv (Lindahl, 2015). Et gjennomgående høyt torvinnhold i slike produkter ble bekreftet av Hjeltnes Consult (2017). Selv om kompost i mange tilfeller kan fylle samme funksjon som torv, har kompost og torv ulike egenskaper. Det kan derfor være utfordrende å finne en enhet som gir et riktig sammenligningsgrunnlag for miljøegenskapene. Mens torv er et porøst materiale med lite næringsinnhold, er kompost et materiale med høyere tetthet og som i tillegg til naturlige bakterier og organismer inneholder viktige næringsstoffer som nitrogen, kalium og fosfor. Tilførsel av næringsstoffer kan fremme plantevekst, redusere behovet for gjødsling og bidra til at begrensede ressurser (slik som fosfor) tilbakeføres til jorden igjen. Samtidig kan tilførsel av for mye næringsstoffer føre til at disse lekker ut og potensielt forårsaker overgjødsling (eutrofiering). Bruk av kompost tilfører også karbon til jorda. Boldrin et al. (2010) forutsatte i sin sammenligning av miljøegenskapene til kompost og torv at en andel karbon var igjen i jorda etter 100 år ved bruk av kompost, mens ved bruk av torv ble alt karbonet mineralisert. Karbonlagring i jorda (tilførsel av organisk materiale) er positivt både for reduksjon av global oppvarming og med tanke på forbedring av jordkvalitet.

Quantis (2012) benyttet kubikkmeter (miljøpåvirkning/m³) som funksjonell enhet når de sammenlignet torv og andre materialer, derav kompost. Boldrin et al. (2010) forutsatte også at kompost erstattet torv på basis av volum, men påpekte også at det ikke alltid er et 1:1-forhold. Unngåtte utslipp som følge av at bruk av kompost medfører redusert bruk av mineralgjødsel var inkludert i studien. I Raadal et al. (2009) ble det forutsatt at 30 % av komposten erstatter torv, 60 % erstatter gjødsel og 10 % ikke utnyttes på landsbasis i Norge. Kompost er her antatt å erstatte torv på basis av karboninnhold.

Miljøpåvirkningen fra livsløpet til et kompostprodukt avhenger av hvordan systemgrensene settes mellom det første produktets avfallshåndtering (f.eks restene fra mat) og fremstilling av det neste produktet (kompost). I henhold til Rammedirektivet for avfall sin definisjon av kriterier for avfallsfasens opphør, regnes kompost og biorest som fullverdige produkter (har nådd avfallsfasens opphør) når produktet leveres fra produsent til den nye eieren (Saveyn & Eder 2014). Dette forutsetter at komposten oppfyller gitte kvalitetskrav. Følger man dette prinsippet i livsløpsanalysen, vil miljøbelastninger under komposteringsprosessen allokeres primærproduktet

som sendes til gjenvinning og defineres som en avfallshåndteringsprosess for produktet som komposteres (matavfallet eller hageavfallet). For å unngå dobbelttelling skal ikke disse utslippene belastes kompostproduktet. I denne litteraturgjennomgangen er det likevel valgt å kartlegge utslipp fra komposteringsprosessen, slik at det er mulig for leseren å velge mellom de to ulike tilnærmingene, og slik at en kan se konsekvensene av definering av systemgrensene.

8.2 Biorest fra anaerob utråtning (biogassproduksjon)

Biorest er et biprodukt fra biogassproduksjon og kan benyttes som gjødsel i flytende form, eller det kan avvannes og benyttes som et jordforbedringsprodukt. Flytende biorest kan benyttes som gjødsel, og er ikke en del av dette litteraturstudiet. Avvannet biorest blir i mange tilfeller kompostert, men tørr biorest kan også brukes direkte som et jordforbedringsprodukt.

Det er ikke funnet studier som kartlegger klimagassutslipp fra kompostering av biorest spesifikt, og det forutsetter derfor at en eventuell komposteringsprosess for biorest vil ha tilsvarende utslipp som for kompostering av matavfall og at miljøpåvirkningene for bruk av avvannet (og eventuelt kompostert) biorest til være tilsvarende påvirkningene fra bruk av kompost fra matavfall.

8.3 Klimaeffekter fra kompost og avvannet biorest

Klimaeffektene fra livsløpet til kompost og avvannet biorest kommer fra utslipp fra transport til brukssted, utslipp fra bruk og eventuelt avhending av produktet. Dersom systemgrenser for avfallsfasens opphør fra Rammedirektivet for avfall legges til grunn, skal ikke utslipp fra komposteringsprosessen inkluderes.

I rapporten *Klimaregnskap for avfall* (Raadal et al., 2009) ble klimaeffekten fra kompostering av matavfall innsamlet fra husholdningene i Norge beregnet til å være -0,02 kg CO₂-ekv./kg avfall til kompostering (det vil si netto sparte utslipp klimagassutslipp) (0,05 kg CO₂-ekv. er transport, 0,03 er klimabelastningen fra komposteringen (direkte utslipp og energibruk) og -0,10 er de unngåtte utslippene som følge av karbonlagring, erstatning av torv og erstatning av gjødsel). Det er forutsatt at 30 % av komposten erstatter torv, 60 % erstatter gjødsel og 10 % ikke utnyttes. I Quantis (2012) er klimagassutslippene per kubikk kompost fra hageavfall (green waste) ca 280 kg CO₂-ekv./m³ kompost, der fremstillingen av komposten står for ca 80, distribusjon 160 og avhending 40 kg CO₂-ekv./m³. Dette utgjør de høyeste klimagassutslippene per kubikkmeter for vugge-til-port og distribusjon av alle materialene inkludert i studien, mens utslippene i avhending er tredje høyest etter de to torvtypene. Boldrin et al. (2010) konkluderte i en dansk studie med at bruk av kompost fremfor torv medfører reduksjon av klimagasser. Det ble forutsatt at kompost erstattet torv på basis av volum. Karbonlagringseffekt og unngått bruk av mineralgjødsel var inkludert i klimagassregnskapet.

8.3.1 Klimagassutslipp fra kompostering

De direkte utslippene under komposteringen er klimagassene karbondioksid (CO₂), metan (CH₄) og lystgass (N₂O). Utslippene av CO₂ regnes som biogene (kommer fra biologisk opphav og ville blitt sluppet ut innenfor rimelig tidsrom uansett) og regnes derfor ikke å ha en klimaeffekt når man bruker standard livsløpsmetodikk. De direkte utslippene vil være avhengig av en rekke faktorer. Hvis kompostmaterialet er veldig fuktig, rikt på nitrogen eller det ikke tilføres nok luft under kompostering og lagring kan dette medføre økte utslipp av metan og lystgass (Pommeresche et al., 2011). Type kompostmateriale, mengde tilført strukturmateriale og hvor godt et komposteringsanlegg driftes vil derfor være avgjørende for utslippene, noe som gjør usikkerheten for estimering av utslipp fra livsløpet til kompost relativt høy.

Det er gjennomført flere studier der utslippene fra ulike typer komposteringsprosesser og ulike materialtyper er målt, men det er ikke funnet noen tall fra norske anlegg. I noen studier er det målt konsentrasjonen av ulike gasser i luften fra komposteringsanlegget, men utslippene er ikke relatert til mengden kompost produsert. Disse er ikke gjennomgått i detalj, da de ikke kan brukes til å si noe om miljøeffekten fra produktet kompost. De fleste studier som er funnet oppgir utslippene per mengde avfall inn i anlegget, og disse er konvertert til m³ kompost produsert i Tabell 12 nedenfor.

Tabell 12 Direkte klimagassutslipp fra kompostering

Råmateriale og type kompostering	CO ₂ (biogent)	CH ₄ (biogent)	N ₂ O	Klima (GWP)	Referanse
	kg/m ³ kompost	kg/m ³ kompost	kg/m ³ kompost	kg CO ₂ - ekv./ m ³ kompost	
Matavfall Rankekompostering		5,14	0,13	69	Andersen (2010)*
Matavfall Hjemmekompostering	166 - 221	0,38 – 3,94	0,28 – 0,52	151 - 437	Andersen (2010)*
Matavfall	256	0	0,290	77	Boldrin et al. (2010)*
Matavfall				120	Raadal et al. (2009)*
Hageavfall	415	3,08	0,007	87	Boldrin et al. (2010)*
Hageavfall				80	Quantis (2012)

*utslippene var oppgitt i mengde avfall inn i anlegget, men er beregnet om til per m³ kompost ut av anlegget

Ifølge Raadal et al. (2009) gir 1 kg avfall 0,15 kg kompost. Quantis (2012) har forutsatt at komposten har en tetthet på 600 kg/m³. Dersom tallene fra selve komposteringsprosessen i Raadal et al. (2009) konverteres fra tonn avfall inn i komposteringsanlegget til kubikkmeter kompost ut av anlegget, utgjør komposteringsprosessen (energibruk og direkte utslipp) 120 kg CO₂-ekv./m³ kompost. Dette tallet inneholder imidlertid klimapåvirkninger både fra direkteutslipp av klimagasser, energibruk hos komposteringsanlegget og transport av strukturmateriale til anlegget.

Energibruk ved kompostering oppgis av Boldrin et al. (2010) til å være 0,05 kWh elektrisitet og 0,004 liter diesel per tonn kompost. Andersen (2010) oppgir 0,0002 kWh og 0,003 liter diesel per

kg avfall inn i anleggene. Ved bruk av EcolInvent (2017) og omregning av enheter, er det beregnet at dette tilsvarer ca 10 kg CO₂-ekv./m³ kompost.

Det er knyttet store usikkerheter til estimering av direkte klimagassutslipp fra komposteringsprosessen. Dette kommer av at utslippene vil variere over tid og med temperatur og avhenge av hvor godt komposteringsprosessen går (tilgang til luft for å unngå anaerobe prosesser). For eksempel er det sannsynlig at utslippene reduseres som følge av hyppig omrøring, men at de målte utslippene vil øke når omrøringen skjer som følge av at gasser i luftlommer frigjøres. Hvordan og når målingene gjennomføres kan derfor innvirke på resultatene. Når målingene skal benyttes som datagrunnlag til livsløpsanalyser, må de målte utslippene fra et anlegg deles på mengden avfall inn/ut, noe som øker usikkerheten ytterligere, da massen i et komposteringsanlegg er under kontinuerlig nedbrytning. Det er store variasjoner i nedbrytningsgrad i litteraturen (kg kompost per kg avfall inn). Andersen (2010) fant at 28 % av massen forsvant under rankekompostering, og 55-73 % under hjemmekompostering. I Quantis (2012) ble det forutsatt 72 % nedbrytning for hageavfall (green waste), mens Boldrin et al. (2010) fant 57 % nedbrytning for matavfall og 32 % for hageavfall. Tettheten til kompost kan også variere. Quantis (2012) forutsatte en tetthet på 600 kg/m³ (kompost fra hageavfall), Boldrin et al. (2010) oppgir 726 kg/m³ for kompost fra matavfall og 684 kg/m³ for kompost fra hageavfall.

Det er ikke funnet studier som ser på klimagassutslipp spesifikt fra kompostering av biorest, og det forutsettes derfor at utslipp fra kompostering av avvannet biorest tilsvarer utslipp fra kompostering av matavfall. Når bioresten har vært behandlet i biogassanlegg vil konsentrasjonen av ammoniakk være høyere enn i vanlig kompost (Modahl et al., 2016). Dette kan potensielt medføre høyere utslipp av lystgass ved kompostering av avvannet biorest sammenlignet med kompostering av matavfall, men det er ikke funnet noen studier som tar for seg dette. Tallene for klimagassutslipp fra komposteringsprosessen i Tabell 12 viser at det er store variasjoner i utslipp, og at disse synes å være mer avhengig av andre faktorer enn type materiale. Det er derfor ikke mulig å skille på klimagassutslipp fra kompostering av ulike kilder (matavfall, gjødsel, biorest etc.)

8.3.2 Klimaeffekt fra distribusjon av kompost og avvannet biorest

Det er over 40 komposteringsanlegg fordelt utover landet (Avfall Norge, 2017). Utslipp fra distribusjon av kompost er beregnet ut ifra en antatt gjennomsnittsavstand på 50 km ved hjelp av transportkalkulatoren (LCA.no, 2017). Estimert klimapåvirkning per kubikkmeter kompost distribuert til bruker utgjør 3 kg CO₂-ekvivalenter, noe som er en relativt liten klimabelastning sammenlignet med de andre livsløpsfasene til kompost.

8.3.3 Klimaeffekt fra bruk av kompost og avvannet biorest

Direkteutslipp til luft under og etter bruk av komposten vil avhenge om komposten er stabil når den legges på jorda. Boldrin et al. (2010) estimerer noen lystgassutslipp under bruk av komposten: 46 kg CO₂-ekv./m³ kompost fra matavfall og 41 kg CO₂-ekv./m³ fra hageavfall.

Bruk av kompost kan medføre at en mengde karbon bindes i jorda. Denne mengden vil blant annet avhenge av hvor og hvordan komposten brukes og er svært utfordrende å kvantifisere. Raadal et al. (2009) forutsatte en karbonlagringseffekt tilsvarende 20 % av karboninnholdet, som omregnet utgjør 104 kg CO₂-ekv./m³ kompost. Boldrin et al. (2010) estimerte at 14 % av karbonet i kompost var lagret i jorda 100 år etter bruk, som tilsvarer en karbonlagringseffekt på 38 kg CO₂-ekv./m³ kompost fra matavfall, 34 kg CO₂-ekv./m³ kompost fra hageavfall.

8.3.4 Oppsummering: Klimaeffekter gjennom livsløpet til kompost

Tabell 13 summerer opp klimapåvirkningene gjennom livsløpet til et produkt. Klimapåvirkningen avhenger av hvordan man setter systemgrensene mellom kompostens livsløp og andre livsløp. Dersom en følger end of waste-prinsippet beskrevet i Saveyn & Eder (2014), skal ikke utslippene fra komposteringen belastes kompostproduktet, og kompost kan representere en netto klimabesparelse dersom man forutsetter en karbonlagringseffekt. Dersom en inkluderer komposteringen, representerer dette den største klimabelastningen gjennom verdikjeden. Høyeste karbonlagringseffekt for kompost er satt til -38 kg CO₂-ekv./m³ som da bli en del av resultatene som gir lavest klimaeffekt over livsløpet. For flere anvendelser kan jorden i praksis bli sendt til avfallsforbrenning etter kort levetid. Derfor har resultatene som gir mest klimaeffekt over livsløpet ingen karbonlagringseffekt inkludert.

Tabell 13 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til kompost (kg CO₂-ekv./m³ kompost)

		Produksjon (Kompostering*)	Distribusjon	Bruk	Avhen- ing	Sum	Karbon- lagring
Kompostering utenfor systemgrensene	Min	Ikke inkludert	3	0	0	3	-38
	Maks	Ikke inkludert	3	46	0	49	0
Inkludert komposterings- prosess	Min	87	3	0	0	90	-38
	Maks	120	3	46	0	169	0

*Inkluderer både direkteutslipp og energibruk. Det er forutsatt storskala komposteringsanlegg (ikke hjemmekompostering)

8.4 Andre miljøeffekter fra kompost og avvannet biorest

Kompost som dyrkingsmedium og jordforbedringsmiddel har både fordeler og ulemper sammenlignet med torv når det gjelder andre miljøeffekter enn klima. Bruk av kompost kan forbedre de fysiske, biologiske og kjemiske egenskapene til jorda. Langvarig bruk av kompost som over tid øker karboninnholdet i jorda (soil organic matter), kan redusere risikoen for erosjon, øke jordas evne til å holde på vann og forbedre jordens pH-bufferkapasitet (Saveyn & Eder, 2014).

En annen stor fordel ved kompost er at det kan bidra til at viktige næringsstoffer tilbakeføres til jorden. Dette kan redusere behovet for gjødsling og sprøytemidler (Andersen, 2010). Eksempel på slike næringsstoffer er fosfor, kalsium, magnesium, og mikronæringsstoffer. Bruk av kompost kan også medføre miljøutfordringer, avhengig av materialet som er kompostert og innholdet i komposten. Under komposteringen kan det være små utslipp av ammoniakk (NH_3), lettflyktige organiske stoffer (VOCs), bioaerosoler og partikler. I lukkede komposteringsanlegg benyttes det ofte biofiltere for å redusere noen av disse utslippene og for å hindre lukt (Saveyn & Eder, 2014).

Utfordringer ved bruk av kompost og avvannet biorest kan være tungmetaller, miljøgifter, patogene mikroorganismer, medisinrester og sprøytemidler (Pommeresche et al., 2011). Boldrin et al. (2010) gjorde målinger av utlekking fra dyrkingsmedier fra 4 kompostprøver og 7 torvprøver. Kompostprøvene hadde 3-20 ganger høyere utlekking av tungmetaller og andre substanser sammenlignet med torvprøvene. Livsløpsanalysene i Boldrin et al. (2010) viste at kompost hadde de beste resultatene i miljøpåvirkningskategoriene klimaeffekt og gjenvinning av næringsstoffer, mens torv hadde bedre resultater for noen av de toksiske kategoriene på grunn av lavere tungmetallinnhold. Norske komposterings- og biogassanlegg må følge gjødselvarereforskriften, som har strenge krav til bruk av kompostprodukter basert på tungmetallinnholdet.

9 Biokull

Biokull produseres ved pyrolyse av biomasse, og kan anvendes til jordforbedring, reduksjonsmiddel og energi. I dag importeres biokull for det meste til Norge for bruk som reduksjonsmiddel og grillkull, men det foreligger flere planer for nasjonal produksjon. Nylig ble et gårdsanlegg startet opp i Vestfold for å lage biokull til jordforbedringsmiddel i veksthus. Det forskes en del på anvendelse av biokull, og i Norge er det publisert en del studier de senere årene. Et eksempel er forsøk på sammensetning av dyrkingsmedium for grønne tak og da med mellom 5 % og 20 % biokull (Hanslin & Sæbø, 2015).

Importen av trekull var i 2016 total på 38 000 tonn, hvor 29 000 tonn var fra Indonesia, 7 200 tonn var fra Polen, mens resten var fordelt mellom andre land i Europa, Sør-Amerika, Afrika og Asia (Statistisk sentralbyrå, 2017). Bulk tettheten til biokull testet ligger på 570 kg/m³ for eik og 280-440 kg/m³ for furu, mens erfaringer fra handel ligger på 80-320 kg/m³ (Brewer & Levine, 2015). Det antas videre en vekt på 300 kg per kubikkmeter.

9.1 Klimaeffekter fra biokull

San Miguel et al. (2017) har gjennomført LCA av ulike produksjonsteknologier for biokull. Resultatene for klimaeffekt vugge-til-distributør var mellom 2773 kg CO₂-ekv./tonn og 4714 kg CO₂-ekv./tonn. Bidragsanalysen viste at det i hovedsak er direkteutslipp fra pyrolyseprosessen som påvirker miljøet. Ved å anta en densitet på 300 kg/m³, så vil klimaeffekt ligge mellom 832 kg CO₂-ekv./m³ og 1414 kg CO₂-ekv./m³.

Biokull har svært liten nedbrytning i jord, og forsøk i Norge har vist mindre enn 0,6 % nedbrytning over to år (O'Toole, 2012), mens Hammond et al (2010) antar 32 % nedbrytning over 100 år. Karbonmengden i biokull varierer mellom 58-84 % (Brewer et al, 2014). Ved å anta 75 % karbon i biokull, samme antakelse som Hammond et al (2010), vil lagringen etter 100 år, omregnet til karbondioksid, være 1,87 kg CO₂-ekv./kg. Med disse antakelsene vil lagringen av karbon i biokull i beste fall tilsvare cirka samme mengden CO₂ som klimautslipp fra produksjon. Det er dog usikkert hvor representativ teknologiene som er omtalt i San Miguel et al. (2017) er for det som importeres til Norge i dag og som kan komme fra norsk produksjon.

Livsløpinventardatabasen Ecoinvent versjon 3.3 har et globalt representativt livsløpsregnskap for produksjon av biokull (Jungbluth, 2016), men som er basert på europeiske data. Ved å anvende IPCC 2013 og 100-års karakteriseringsfaktorer, så gir denne prosessen en klimapåvirkning på 1,66 kg CO₂-ekv./kg. For indonesisk tradisjonell produksjon ble det funnet livsløpsinventar i tilleggsinformasjonen til Smedbye et al. (2017). Dette ble beregnet med IPCC 2013 og 100-års karakteriseringsfaktorer til å bli 1,49 kg CO₂-ekv./kg. I begge disse studiene er det metanutslipp fra biokullprosessen som har det største klimabidraget. Cornelissen et al (2016) har målt metanutslipp fra en ny produksjonsprosess for biokull med utslipptall fra litteratur for ulike studier. Usikkerheten er stor her for de ulike teknologiene, men det opplyses om null utslipp fra høyteknologisk storskalaanlegg. Ved å anvende data fra Ecoinvent for produksjon, men anta null i metanutslipp og norsk elektrisitetsmiks, så gir det et utslipp på 0,49 kg CO₂-ekv./kg.

Biokull som jordforbedringsmiddel kan også påvirke mengden karbon ellers i jorden og utslipp av lystgass. Thomassen et al. (2017) har gjennomgått forskning på dette og viser til at biokull i jord kan føre til både raskere nedbrytning av organisk karbon eller opphoping, men det antydes at økt nedbrytning er på kort sikt og opphoping kan skje på lang sikt. For lystgassutslipp er det også varierende resultater, men studiene så langt har i hvert fall ikke vist høyere lystgassutslipp med biokull.

I sammenstillingen blir norske estimatene brukt som et beste og import verste tall, men begge tallene må betraktes som usikre og oppsummert i Tabell 14. Distribusjon for import er regnet med båt fra Jakarta til Rotterdam og lastebil til Oslo derfra. Ved bruk av LCA.no sin transportkalkulator, så utgjør dette 44 kg CO₂-ekv/m³. Ved nasjonal produksjon antas det 200 km på lastebil og som gir et utslipp på 5 kg CO₂-ekv/m³. Siden bare 32 % av biokullet antas å bryte ned de første 100 årene er karbonlagring inkludert, men dette vil ikke være aktuelt for alle anvendelser.

Tabell 14 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til biokull (kg CO₂-ekv./m³ biokull)

		Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbonlagring
Biokull fra import	Maks	1414	44	0	0	1458	-561
Biokull fra nasjonal produksjon	Min	147	5	0	0	152	-561

9.2 Andre miljøeffekter fra biokull

San Miguel et al. (2017) har gjennomført LCA av ulike produksjonsteknologier for biokull. De normaliserte resultatene viste at de miljøpåvirkningene som var størst for biokull var lokale, som fotokjemisk smog, human- og terrestrell toksisitet, samt globale klimaeffekter. Biokull bidrar med egenskaper som kan være nyttig som jordforbedring. Thomassen et al. (2017) har gjennomgått flere studier som har blitt gjennomført i Norge og internasjonalt. I de internasjonale studiene har det vært flere funn ved at bruk av biokull har gitt økt vekst, mens studiene fra Norge ikke har sett tilsvarende nytte. Dette forklares med at vekstforholdene har vært gode nok, og at det derfor har vært små endringer. Thomassen et al. (2017) viser også til at kationbyttekapasiteten til biokull indikerer evne til å hindre utvasking av næringsstoffer og dermed potensielt redusere utslipp av for eksempel nitrogen og fosfor. Det vises dog ikke til erfaringsstudier på dette området.

Peter et al. (2015) har vurdert miljøpåvirkning av biokull fra sakte pyrolyse til anvendelse i jord mot flere andre alternativer med livsløpsvurdering. Alternativene til bruk i jord var grillkull, bruk i kullkraftverk og til varmeenergi, samt å bruke biomassen direkte til varme uten pyrolyse. Råstoffet kommer her fra poppelplantasjer i sentrale Spania på areal som tidligere har blitt vurdert som å ha et stort potensial for produksjon av energivekster. For bruk av biokull i jord inkluderes også effekter biokull har for økt tilvekst. Utlekking av nitrat og lystgassutslipp er antatt å kun komme fra mineralsk gjødsel og hvor mengden er lik i alle tilfellene, så biokull har i studien kun effekt på

tilvekst. Bruk av biokull til kullkraftverk gir det største potensialet til utslippsreduksjon, mens bruk i jord kommer nest best ut. Resultatene er vist med en funksjonell enhet per hektar jordbruksareal, samt med substitusjonseffekter, så er vanskelig å sammenligne med andre studier.

10 Ull fra husdyr

Ull er et mulig erstatningsmateriale for torv (Hjellnes Consult, 2017). Dette kan være spesielt relevant for kvaliteter av ull som regnes å ha lav verdi. Ullkvalitetene C2S, G, V, H2 og H3 har særlig lav kvalitet, og Norilia betalte fra november 2016 null til en kroner per kilo for disse (Norilia 2016). Den lave prisen skyldes delvis at disse kvalitetene nylig har mistet tilskudd, fordi regjeringen ønsker en satsing på ull av høy kvalitet. Det kan dermed tenkes å være behov for nye bruksområder for ull av lav kvalitet. Blant svenske bønder er det andre incentiv- og støtteordninger enn i Norge, og her regnes ull å ha lav eller ingen verdi (Wallman et al. 2011, s. 15). Hanzlíková et al. (2016) skriver: *"Nowadays wool is very often an undesirable waste and thus, new applications have to be looked for"*, og mener at det ut fra økonomiske og miljømessige hensyn er hastverk med å få frem forskning på dette feltet.

I sin gjennomgang av dyrkingsmedier og jordforbedringsmidler fant Hjellnes Consult (2017) ingen kommersielle produkter på det norske marked der ull inngår. McKinnon (2017) nevner to engelske produkter egnet for oppal og potteplanter. Disse produktene er blandinger av kompostert saueull og bregner/einstape, som produseres på gården Dalefoot i Lake District nasjonalpark i England. McKinnon mener at mediet virker egnet til formålet. Saueull behandlet via hydrolyse ble av Nustorova et al. (2006) funnet å fungere som gjødning, idet det tilfører organisk materiale. Det finnes ellers en del studier som går inn på gjødselseffekten til kompostert ull. For mer informasjon om dette henvises det imidlertid til kompost generelt i kapittel 3.5.

Når det gjelder ukompostert ull som dyrkingsmedium, virker denne bruken lite omtalt i vitenskapelig litteratur. En artikkel av Zheljazkov et al. (2009) går imidlertid i dybden på denne bruken av materialet. Artikkelen tar utgangspunkt i dyrking i større blomsterpoter, og konkluderer med at ukompostert ullavfall kan benyttes til jordforbedring, som del av dyrkingsmedium, i tillegg til som næringskilde. Ullavfall vil dekke flere funksjoner samtidig dersom ullfibre bidrar til en dyrkingsmediumfunksjon, dersom ullens kjemiske egenskaper gir den funksjon som jordforbedringsmiddel, og dersom næringsinnholdet gjør at ull fungerer som gjødsel. Denne flerfunksjonaliteten kan i utgangspunktet gjøre ull til et særlig lovende erstatningsmateriale for torv sammenlignet med andre materialer som er undersøkt i denne rapporten. Det finnes lite tilgjengelig informasjon om ull i relevant kontekst, men tilgjengelig informasjon tyder på at bruk av ullavfall som erstatningsmateriale for torv er mulig og kan utredes videre.

10.1 Klimaeffekter fra ull

Det er ikke identifisert studier som undersøker klima- og miljøeffekter av bruk av ukompostert eller kompostert ull spesifikt til dyrkingsmedium. For kompostert ull vises til kapitlet om kompost for generell informasjon. Når det gjelder resirkulering av ull i form av tekstiler, vil dette være i tråd med kaskadeprinsippet og prinsippet om sirkulær økonomi. Det er ikke identifisert studier som gjør en klima-/miljøvurdering ved bruk av ull fra tekstiler til spesifikt bruk som dyrkingsmedium eller jordforbedringsmiddel. Bruk av det som i dag er avfall til å erstatte torv kan som et utgangspunkt antas å være klima- og miljøvennlig, så lenge innsamling, produksjon og bruk skjer uten overdreven transport.

For å lage estimer for klimaeffekten av ull, er det tatt utgangspunkt i at det i beste fall kan komme fra norsk ullavfall, mens det i verste fall importeres som et biprodukt. Som biprodukt vil miljøbelastning fra husdyret også inkluderes og gi en stor innvirkning på resultatene. Tallene blir da basert på en gjennomgang av mange LCA-studier i et review av Henry (2012), hvor noen studier viser resultater så høye som 33,7 kg CO₂-ekv./kg. Tallene i rapporten fokuserer primært på Kina, New Zealand og Australia, som står for det meste av verdens ullproduksjon. Wiedemann et al. (2015) gjennomgår hvordan ulike metodiske antakelser i LCA-studiene kan innvirke på resultatene. Her oppnås 76 kg CO₂-ekv/kg for ett spesifikt case, som imidlertid inkluderer en såkalt consequential LCA-modellering der nylon antas å være et unngått produkt. Dette holdes utenfor tabell 12, da unngått produkt ikke inngår i de øvrige analysene, og unngått produkt som er relevant for denne rapporten er uansett torv, ikke nylon.

Resultater fra ulike studier varierer sterkt avhengig av om utslipp av lystgass og særlig enterisk metan (fra tarm) er regnet med eller ikke (Henry 2012); når disse utslippene tas med i studien, blir klimagassutslippene langt høyere. Da alle relevante utslipp i prinsippet skal være med i en LCA-studie, vil det i utgangspunktet være riktig at en studie har slike utslipp med. Metan er en potent klimagass, men brytes ned i atmosfæren over tid. Antakelser når det gjelder tidshorisont spiller dermed inn når man omregner fra metanutslipp til CO₂-ekvivalenter. Det vanligste i LCA-studier er å bruke IPCCs vanligst brukte antakelse for tidshorisont, men denne kan diskuteres, og metanutslippene gir dermed en usikkerhet i tallene. En annen metodisk detalj som kan spille inn, er allokering, eller hvor stor del av saueholdet ullen skal gis skylden for når den regnes som et biprodukt, ikke et avfallsprodukt. Ved såkalt masseallokering vil total masse ull per total masse av alle produkter fra selve dyret bestemme allokeringen, mens såkalt økonomisk allokering i stedet gir ull "skyld" proporsjonalt med den økonomiske verdien av ullen sammenlignet med verdien av andre produkter.

Data på tetthet for ull som dyrkingsmedium har ikke blitt funnet. Ull til isolasjon kan imidlertid kanskje antas å ha lignende egenskaper som et dyrkingsmedium. Korjenic et al. (2015) beregner for ullisolasjon klimagassutslippene til 5,4 kg CO₂-ekv/m³. Av dette utslippet utgjør ull kun en svært liten del, da ull regnes som en fornybar ressurs uten utslipp. Isolasjonen er antatt å også inneholde andre materialer, som står for mesteparten av utslippene. Dette enkeltresultatet virker dermed ikke så relevant for ull som dyrkingsmedium. For ull til isolasjon er det deklart 20 kg/m³ av Sheep Wool Insulation Ltd. (2017), så da har det blitt anvendt som omregningsfaktor i tabellen. Tallene må betraktes som usikre, og er oppsummert i Tabell 12. Tall for distribusjon av importert ull vil avhenge av transportdistanse. Ull som lokalt restprodukt regnes her som avfall, ikke som et biprodukt av sauehold, og det blir derfor i et slikt best case-tilfelle anslått null utslipp fra produksjonen.

Tabell 15 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til ull (kg CO₂-ekv./m³ ull)

		Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbon-lagring
Ull som lokalt restprodukt	Min	0	0,5	0	0	0,5	0
Ull som importert biprodukt	Maks	674	4	0	0	678	0

10.2 Andre miljøeffekter fra ull

En generell observasjon er at bruk av ubehandlet ullavfall fra husdyr som dyrkingsmedium kan være et bidrag til å bruke denne kilden på en mer ressurseffektiv måte enn i dag. Når det gjelder bruk av ull av høy kvalitet som i stedet kunne vært brukt til klesproduksjon til dyrkingsmedium eller jordforbedringsmiddel, vil dette ikke være i tråd med kaskadeprinsippet ("cascading") for mest mulig effektiv bruk av bioressurser, som er en del av sirkulær økonomi-konseptet, jfr. definisjoner i Johnsen og Hanssen (2014). En mulig begrensning er i hvilken grad ubehandlet ull fra husdyr kan gi hygieniske problemstillinger, jfr. Høgåsen et al. (2011). Zheljazkov et al. (2009) nevner også menneskehår som et materiale med lignende egenskaper, jfr. Zheljazkov et al. (2008).

Derimot er avhendede tekstiler eller tekstilrester en mulig kilde til ullavfall. Det er et aktuelt og sterkt ønske om å øke gjenbruk og gjenvinning av tekstiler, da tekstiler som går til forbrenning kan regnes som en uutnyttet ressurs av tilsynelatende høy materialkvalitet. Forbrenning av produkter av relativt høy kvalitet er heller ikke ønskelig fra et kaskade- og sirkulær økonomi-ståsted. Dette prinsippet antyder at makroskopiske egenskaper som struktur og fibre bør utnyttes der de er tilgjengelige, og at full utnyttelse av mer mikroskopiske ressurser i materialet (biologisk, kjemisk og dernest forbrenningsenergi) kan skje i neste gjenvinningsrunde. Fråne et al. (2017) går gjennom problemer og muligheter rundt tekstilavfall. Kjemikalier i avhendede tekstiler kan være et potensielt problem dersom tekstiler skal benyttes som dyrkingsmedium, jfr. Folkehelseinstituttet (2016). Eventuell påvirkning på liv i jorden som f.eks. meitemark er ikke vurdert. Bedre utnyttelse av ull kan påvirke arealbruk ved at større områder benyttes til beite; dette kan ha ulike lokale miljøeffekter, og kan også i sin tur innvirke på klimagassutslipp. Dette vil normalt være inkludert i LCA-studiene, men typisk med generiske, ikke lokale, antakelser. I øvrig litteratur analyserer Wallman et al. (2011) klima- og miljøeffekter av kjøttproduksjon fra sau i en svensk kontekst, men går ikke konkret inn på ull. Totalt sett virker det å være et uutnyttet potensial når det gjelder ull som erstatningsmateriale for torv.

11 Torv fra myr

Torv brukt som strukturmateriale i dyrkingsmedium og som jordforbedringsprodukt har blitt forklart nærmere i introduksjonen.

11.1 Klimaeffekter fra torv

Som en sammenlignende referanse, så er klimaeffekten fra torv inkludert her. I Quantis (2012) er klimaeffekten for torv beregnet for både hvit og sort torv. Beskrivelsen av hvit torv tilsvarer beskrivelsen av hvitmosetorv. Det antas å være størst anvendelse av hvitmosetorv, så derfor er det valgt å anvende resultatene for hvit torv her. Over livsløpet er klimaeffekten cirka 160 kg CO₂-ekv./m³, hvor halvparten er fra bruk og avhending, mens cirka 45 kg CO₂-ekv. er fra distribusjon og 35 kg CO₂-ekv. er fra produksjonsfasen. Produksjonsfasen er her modellert med utslipp fra arealene under høsting og arealene etter bruk, mens det er trukket fra et referansescenario. Modellen har også inkludert tidsjustering av klimagassutslipp, noen som fører til at utslipp frem i tid har mindre belastning. Det ble også samlet inn data fra produsentene for andre aktiviteter.

Det finnes også data for produksjon av torv til dyrkingsmedier i databasen Ecoinvent v3.3, som er deklartert som globalt representativt, men basert på data fra Quebec. En analyse av dette viser en klimaeffekt fra produksjon på 130 kg CO₂-ekv./m³, hvor 7 kg CO₂-ekv./m³ er fra energi og materialer anvendt i produksjonen og 123 kg CO₂-ekv./m³ er nettoutslippene fra landarealene. For klimagassutslipp fra torv i Norge, så har dette blitt beregnet i Søgaard et al (2017) for Norges klimaregnskap under FNs klimakonvensjon. Rapporteringen her består av to deler, hvor de direkte utslippene fra torvmyrene er basert på drenert areal, mens de indirekte utslippene fra nedbrytning av torven i bruk er basert på omsatt volum. Tetthet i omsatt volum er satt litt høyere enn i Quantis (2012), da det i Norge er regnet med 100 kg tørrstoff/m³. Årlig produksjonsvolum i 2015 anvendt i statistikken var på cirka 279 039 m³, som gir 51,16 kt CO₂ utslipp fra bruken av torv. Dette gir 180 kg CO₂/m³. Omregning fra arealbaserte utslipp fra torvuttakene til per volum omsatt torv er her gjort basert på gjennomsnittlig uttak for perioden 1990 til 2015 og delt på årlige totale utslipp. Med et gjennomsnittlig uttak på 215 000 m³ torv per år og 22,36 kt CO₂-ekv. i direkte utslipp årlig fra arealene, blir det et produksjonsutslipp fra arealbruk på 104 kg CO₂-ekv./m³. I tillegg kommer andre klimagassutslipp i produksjonen og med norsk elektrisitetsmiks er det estimert til 2 kg CO₂-ekv./m³.

Utslippene basert på omregning fra Norges klimagassregnskap til per kubikkmeter omsatt torv er en del høyere enn utslippene som er lagt til grunn i den europeiske studien. Dette kan skyldes både beregningsmetode eller geografiske forhold, men dette er ikke undersøkt nærmere da det er utenfor omfanget til rapporten. Den norske studien for klimagassregnskapet er godt dokumentert og gyldig for norske forhold, så det gjør resultatene mer representativ enn Quantis-studien. Metoden for å regne de norske tallene for årlige nasjonale utslipp om til livsløpet til en kubikkmeter torv er dog ikke basert på en komplett LCA-studie, men noen enkle beregninger her. Resultatene fra begge studiene er dermed vurdert som usikre. Resultatene fra begge studiene er oppsummert i Tabell 16. I sammenstillingen blir disse resultatene brukt for å estimere et beste og verste tall, men transporten er flyttet slik at worst case har de høyeste tallene for alle livsløpsfasene. For distribusjon antas det av Quantis transport på skip over lang avstand. For norske forhold antas det

samme transport som for trefiber. I oppsummeringen videre vil de norske estimatene for produksjon og bruk anses som verste fall i kombinasjon med transport fra Quantis (2012).

Tabell 16 Klimapåvirkning gjennom livsløpet til torv (kg CO₂-ekv./m³ torv)

	Produksjon	Distribusjon	Bruk	Avhending	Sum	Karbon-lagring	Sum
Quantis (2012)	35	45	80		160	0	160
Estimat norske forhold	106	2	180		288	0	288

11.2 Andre miljøeffekter fra torv

I Quantis (2012) har torv relativt stor påvirkning på ressursbruk sammenlignet med andre materialer, mens for økosystemkvalitet ligger torv blant de lave alternativene. Imidlertid vil en del effekter falle utenfor vanlige LCA-studier, som nevnt i innledningen av kapittel 2. Særlig er arealbruksendring en kritisk indikator når det gjelder torv, denne har imidlertid Quantis spesifikt tatt hensyn til for torv. Direkte effekter på norske rødlistede arter er heller ikke spesifikt modellert, og slike effekter skal tillegges avgjørende vekt der de er kjent. Quantis-studien bør dermed ikke vurderes å gi et nøyaktig eller godt tilpasset resultat når det gjelder økosystemkvalitet. Torvuttak fra norske myrer medfører imidlertid ikke risiko for å innføre utenlandske arter, som kan tenkes å bli et stort problem ved storskala bruk av noen av erstatningsmaterialene. For menneskers helse ligger resultatene for torv så å si lavest av de vurderte produktene.

12 Sammenstilling av resultater

12.1 Klimaeffekter for torv og erstatningsmaterialer i norske forhold

Klimaeffekt for torv og de ulike erstatningsmaterialene er oppsummert i Tabell 17. Resultatene her kan anvendes videre for spesifikke blandinger av dyrkingsmedium og anleggsjord. Dataene har varierende grad av usikkerhet, og dette er indikert med fargene grønt, gult og rødt. Når data med røde og gule tall blir anvendt videre i en jordblanding i vesentlig mengde, vil klimaeffekten der være tilsvarende usikker.

Tabell 17: Sammenstilling av klimaeffekter for materialene til dyrkingsmedium per kubikkmeter med usikkerheter.

Materiale	Min/ maks	Prod- uksjon	Distri- busjon	Bruk	Avhe- nding	Sum	Karbon- lagring*	Usikkerhet i resultatene
Steinull	-	84	6,4	0	12,6	103	0	Ganske sikkert
Perlitt	-	66	11	0	22	99	0	Ganske sikkert
Kokosfiber	Min	45	20	0	0	65	0	Usikkert
Bark	-	10	1	0	0	11	0	Litt usikkert
Trefiber	-	30	2	0	0	32	0	Litt usikkert
Kompost	Min	0	3	0	0	3	-38	Usikkert
	Maks	120	3	46	0	169	0	Usikkert
Biokull	Min	147	5	0	0	152	-561	Usikkert
	Maks	1414	44	0	0	1458	-561	Usikkert
Ull	Min	0	0,5	0	0	0,5	0	Usikkert
	Maks	674	4	0	0	678	0	Usikkert
Torv	Min	35	2	80	0	117	0	Usikkert
	Maks	106	45	180	0	331	0	Usikkert

* Karbonlagring er i utgangspunktet bare aktuelt når et dyrkingsmedium anvendes med en levetid på over 100 år

Dersom en ser på klimaeffekt per kubikkmeter av hvert materiale, gir de fleste materialene et bedre resultat enn torv, med unntak av de høyeste verdiene for kompost og biokull. Det er viktig å være klar over at ulike materialer kan yte ulik funksjon og at sammenligning per kubikkmeter som hovedregel ikke gir et riktig bilde. For eksempel kan komposten tilføre næringsstoffer og bidra til redusert behov for gjødsling, noe som kan redusere klimagassutslipp fra produksjon og bruk av kunstgjødsel. Dersom en antar en god komposteringsprosess med lave utslipp, vil erstatning av torv med kompost representere reduserte klimabelastning per kubikkmeter.

Bruk av perlitt og kokosfiber medfører høyere transportbelastninger enn de andre alternativene, siden produksjonen foregår lenger unna. Det er likevel produksjonen av materialene som representerer den største belastningen.

12.2 Miljøeffekter for torv og erstatningsmaterialer i norske forhold

De ulike andre miljøeffekter som har blitt omtalt i studien er oppsummert i Tabell 18. Resultatene kan ikke brukes til en sammenligning, men gir en indikasjon for videre undersøkelser. Oversikten viser at de ulike materialene har fordeler og ulemper sammenlignet med torv.

Tabell 18: Oppsummering av andre miljøeffekter av torv og erstatningsmaterialer

Materiale	Økosystem	Ressurs- knapphet	Menneskers helse	Annen miljøpåvirkning under produksjon og distribusjon	Direkte miljø- påvirkning under bruk
Steinull		Rikt tilgjengelig	Transport og sprengning ved ressursuttak		
Perlitt		Rikt tilgjengelig		Lang transportavstand	
Kokos- støv	Arealbruk ved dyrking av kokosnøtter. Forurensing av vann ved bearbeiding av kokos-nøtter. Mulige store negative effekter	Biprodukt	Transport. Arbeidsforhold.	Uoversiktlige miljøeffekter i u-land. Store negative effekter observert i noen land. Lang transportavstand	
Bark	Som regel sertifisert skogbruk	Fornybar ressurs, rikt tilgjengelig		Kan inneholde for mye mangan	
Trefiber	Som bark	Rikt tilgjengelig			
Kompost	Kan gi forbedret jordkvalitet.	Fornybar ressurs. Kan gi gjenvinning av viktige næringsstoffer		Kan gi små utslipp under kompostering (NH ₃ , VOCs, bioaerosoler, partikler)	Kan gi utslipp av miljøgifter avhengig av kompost-materiale
Biokull	Kan gi forbedret jordkvalitet	Som regel basert på biprodukter	Lokale luftutslipp kan være store		
Ull		Voksende mengde tilgjengelig			
Torv	Uttak er ødeleggende for leveområdene til planter og dyr	Begrenset ressurs			

12.3 Sammenlignbarhet

Torv har liten egenvekt og lite næringsinnhold, og bidrar med struktur ved bruk som dyrkingsmedium og jordforbedringsprodukt. I en vurdering av erstatningsmaterialer for torv, er det viktig å ta hensyn til hvilken funksjon og anvendelse disse har. Alternativer som kokosfiber har ofte blitt beskrevet som å være det materialet som har egenskaper nærmest torv, men noen studier tyder på at trefiber også har tilsvarende funksjoner. Siden det ikke har vært mulig å se hvert av materialene i typiske anvendelser, fokuserer studien på å sammenstille klimaeffekter for hvert materiale per kubikkmeter. Dette kan som en hovedregel ikke brukes til direkte sammenligning, siden det også kan medføre andre innsatsfaktorer og utslipp når det måles etter en konkret funksjon eller anvendelse. Sammenstillingen av resultatene i denne studien kan kun brukes som grunnlag for en videre vurdering og diskusjon, der konkrete blandinger og anvendelser tas med i vurderingen. Selv om ulike blandinger kan ha mange av de samme funksjonene, så kan det være hensiktsmessig å også ta hensyn til levetid og behov for ekstra materialer som gjødsel under bruk, samt eventuell utlaking av stoffer.

12.4 Klima- og miljøeffekter fra materialene

Perlitt og steinull er begge kommersielle produkter som anvendes som dyrkingsmedier. Disse har godt dokumenterte tall på klimaeffekt, som kan regnes som relativt sikre. Disse har lavere klimaeffekter enn torv, men ikke de laveste. Bark, trefiber og kokosfiber har de laveste klimabelastningene. Bark og kokosfiber anvendes allerede på markedet i mange tilfeller, mens trefiber er brukt i noen produkter. Kokos slår imidlertid dårlig ut både for økosystemer og menneskers helse. Dessuten gjøres det for kokos tilsynelatende en best case-antakelse om produksjon under ordnede forhold og uten avskoging i Sri Lanka, og denne antakelsen er ikke riktig ved produksjon i enkelte andre land. De reelle klimagassutslippene kan dermed være høyere enn vist. Økende arealbruk i tropiske områder er også et av klodens største miljøproblemer. For trebasert produkter er det i mange tilfeller vanlig å kreve sertifisert sporing av bærekraftig skogbruk og det er har nylig blitt lovpålagt for bedrifter å loggføre kjøp og salg av trebaserte produkter gjennom EUs tømmerforordning. Slike krav eller slik sertifisering er ikke funnet for kokosstøv, og kan være et tiltak for å sikre at det som kjøpes inn kommer fra bærekraftige kilder.

Klimaeffekter for kompost, biokull, ull og torv har også blitt kvantifisert. Resultatene er her sprikende og dermed vurdert som usikre. Kompost kan ha betydelige utslipp i komposteringen, og disse utslippene vil variere fra anlegg til anlegg. Klimaeffekten for kompost som dyrkingsmedium vil dog ikke inkludere disse utslippene dersom man følger avfallsdirektivets end of waste-prinsipp, da disse allokteres til avfallshåndteringen til produktet som går til kompostering. Bruk av kompost kan medføre forbedret jordkvalitet og redusere behovet for gjødsling, noe som kan gi en positiv klimaeffekt dersom man medregner karbonlagring og unngåtte utslipp fra produksjon og bruk av kunstgjødsel.

Biokull har i mange studier høye utslipp av metan og andre utslipp til luft som har lokal betydning. Dette gjør at biokull kan ha utslipp av klimagass på samme nivå som torv, men ved en satsning på norsk produksjon kan disse bli vesentlig redusert. Biokull kan også bidra med varig karbonlager når anvendelsen har lang levetid. Biokull har i litteraturen også beskrevet en del mulig

tilleggseffekter som kan være gunstige i bruksfasen, men det er lite dokumentasjon på erfaringer på det i Norge. Det er ikke funnet litteratur som ser på ull fra husdyr som dyrkingsmedium. Hvis ull er tilgjengelig lokalt som et restprodukt, vil det i utgangspunktet ha en lav miljøbelastning. Nedbrytning i kompostering eller bruk kan dog være en potensiell utslippskilde. Ull inneholder næringsstoffer i tillegg til å være et dyrkingsmedium, noe som kan gi tilleggseffekter. Klimaeffekter fra torv kommer hovedsakelig fra arealbruk av torvuttak og nedbrytning, mens bruk av energi og materialer har liten betydning.

12.5 Forutsetninger for analysene

Vurderingen av de ulike materialene er basert på en rekke forutsetninger som kan ha innvirkning på resultatene. Dette gjelder både metodiske forhold, og data som kan endres over tid eller sted. For metodiske forutsetninger vil karbonlagring og tidsjustering være spesielt relevant for de biobaserte materialene. Dette viste seg spesielt gjeldende for beregningene for torv i Quantis (2012), hvor tidsjustering reduserte utslippene fra nedbrytning av torv betraktelig. Tidsjustering i Quantis (2012) er dog ikke transparent vist betydningen av, men tilsynelatende er det kun inkludert på torv og ikke andre biobaserte materialer. Hadde tidsjustering vært inkludert for alle biobaserte materialer, så kunne resultatene for flere av dem vært negativ klimaeffekt. I de nasjonale klimagassutslippene for uttak av torv blir dette forenklet beregnet, hvor utslipp fra nedbrytning av torv blir beregnet i det året det høstes. Dette har også inntil nylig vært vanlig for alle trebaserte produkter i det nasjonale klimagassregnskapet, men en forenklet metode for å beregne klimagassutslipp i det året det skjer er nå implementert. Denne metoden omfatter dog ikke bruk av treprodukter i jordprodukter, så det kan være nyttig for bedre rapportering og insentiver for tiltak.

For perlitt og steinull er mye av klimabidraget knyttet til bruk av energi i produksjonen og transport. Generelle klimatiltak over tid kan derfor redusere utslipp for disse produktene. Endringer som følge av generelle klimatiltak vil derimot ha liten innvirkning for produksjon av torv, da disse utslippene hovedsakelig ikke kommer fra energibruk og transport, men fra arealbruk. For biokull er det også et stort potensial for utslippsreduksjoner over tid. Teknologien som brukes i en tradisjonell pyrolyseprosess har betydelige metanutslipp som fjernes ved bruk av moderne teknologiske løsninger. Transport har også en betydning, så nasjonal produksjon har et stort potensial. For kokosstøv er det av Quantis brukt en best case-antakelse om produksjon under ordnede forhold i Sri Lanka, som hevdes å ikke føre til avskoging. Denne forutsetningen virker imidlertid grov og lite kritisk. En grundigere studie med et gjennomgående worst case-perspektiv i forutsetninger og datagrunnlag vil kunne gi andre resultater.

Generelt er menneskers helse og økosystemskade generiske samleindikatorer som har betydelig større usikkerhet enn andre LCA-indikatorer. Beregningsmodellene for disse indikatorene er ikke komplette verken i LCA eller i andre sammenhenger, og det er derfor alltid en fare for at noe som i praksis er relevant ikke blir talt med. Detaljene i definisjonene av menneskers helse og økosystemskade nevnt i avsnitt 2.3.2 bør legges merke til. Forutsetningen at kategoriene menneskers helse, økosystemskade og klimaendringer regnes som uavhengige kategorier skyldes heller manglende omregningsfaktorer enn manglende reelle effekter, og bør leses kritisk. I praksis vil klimaendringer samt arealbruksendringer ha særlig stor innvirkning på økosystemer, noe som i sin tur kan ha stor innvirkning på menneskers helse. Beslutningstakere på spørsmålet om torv og

torverstatninger bør ha en forståelse av disse kausale sammenhengene. Videre studier kan gå nærmere inn på konkrete mikro- og makrobiologiske virkninger av bruk av bestemte materialer i norsk anleggsjord. Særlig kan effekter på mikro- og makrofauna være av interesse.

13 Konklusjoner

Denne studien har vurdert miljøeffektene av å fase ut torv ved å se på klima- og miljøeffektene fra alternative materialer. Dette har blitt gjort ved å gjennomgå litteratur og forsøke å svare på følgende spørsmål:

- Hvordan kan torv sammenlignes med alternativer?
- Hvilke klima- og miljøeffekter har torv og erstatningsmaterialer?
- Hvordan endres klimaeffekter av å inkludere andre metodiske tilnærminger enn de standardiserte?

Torv og flere av de alternative materialene har ulike funksjoner, og kan ikke nødvendigvis sammenlignes per kubikkmeter eller kilo. For anvendelser i veksthus viser en studie at dyrkingsmediet består av kun ett materiale og kan da sammenlignes per kubikkmeter, men det gjelder da bare for torv, kokosstøv og steinull. Til de fleste andre anvendelser må det sammenlignes som en blanding av flere materialer med ulike funksjoner. Torv sin rolle er å være et næringsfattig strukturmateriale og må kombineres med tilsetning av næringsstoffer, mens kompost som inneholder mye næring må tilsettes strukturmateriale for å oppnå ønsket kvalitet.

Alle erstatningsmaterialene har blitt vurdert hver for seg, og det er forsøkt å kvantifisere klimagassutslipp over livsløpet per kubikkmeter. Siden materialene ikke har samme funksjon, må de først sammenlignes i en jordblanding. Steinull og perlitt har robuste data for klimagassutslipp, og er basert på rikt tilgjengelige ressurser. De krever en del ikke-fornybar energi i produksjon, og det gir en del klimagassutslipp. De er inerte, og vil derfor ha liten miljøpåvirkning i bruk og etter bruk. Treflis, bark og trefiber har som kortreiste biprodukter lave utslipp i produksjon. Det er likevel usikkert hvordan de presterer i bruk sammenlignet med torv eller andre erstatningsmaterialer. For kokosstøv virker den ene kvantitative studien som er identifisert å legge et best case til grunn, og kokosstøv kommer likevel dårlig ut totalt sett. Kokosstøv kan ha en del problematiske aspekter avhengig av hvor det kommer fra og som er vanskelig å inkludere i generelle livsløpsvurderinger.

Tidsjustering av klimagassutslipp tilsvarer at biomasse bør prioriteres først som bruk i materialprodukter fremfor energi. Klimaeffekten av å bruke bark og flis ville sannsynligvis bli bedre som jordprodukt enn energi hvis tidseffekten inkluderes. For biokull, så blir det i motsetning større utslipp av metan umiddelbart, og det gir en risiko for at tidsjustering kan være mindre heldig for biokull. Økt etterspørsel etter biokull kan på den andre siden føre til lokal produksjon og med tilstrekkelige utslippskrav gi produksjon med lavere metanutslipp enn ellers.

Diskusjon om hvilke jordblandinger og ingredienser som er mer eller mindre miljøvennlige har mange likheter med diskusjonene om byggematerialer. For byggematerialer har det i økende grad blitt stilt krav til miljødeklarasjoner som gir tredjepartsverifiserte tall for miljøpåvirkning over livsløpet. Slik dokumentasjon vil spesielt være nyttig for ferdigprodukter av jord, og kan stilles som krav i offentlige anskaffelser, samt ved større anleggsprosjekter. De nasjonale metodene for beregning av klimagassutslipp er forenklet på karbonlagring i produkter og bedre metoder her vil gjøre beslutningstaking lettere. Som eksempelet kokosstøv illustrerer, er det imidlertid viktig for beslutningstakere å gå gjennom forutsetningene til kvantitative studier, og å legge til grunn en bred forståelse av alle miljøeffektene til hvert materiale.

14 Referanser

Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., Scheutz, C. (2010). Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). *Waste Management & Research* 28(11), s. 1010-1020.

Avfall Norge, 2017: Biologiske behandlingsanlegg for organisk avfall i Norge i 2017. Nettside: https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1bzfnG6ZSrNK7GEBWAUaes1_cDQA&hl=en_US&ll=59.413048100000005%2C11.4347451999999952&z=8

Bijoy Nandan, S. (1997). Retting of coconut husk – a unique case of water pollution on the south west coast of India. *International Journal of Environmental Studies*, 52, s. 335-355.

Boldrin, A., Hartling, K.R., Laugen, M., Christensen, T.H. (2010). Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1250–1260. doi: 10.1016/j.resconrec.2010.04.003

Brewer, C., Chuang, V. J., Masiello, C. A., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., Driver, L. E., Panzacchi, P., Zygourakis, K. & Davies, C. (2014). New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and Bioenergy*, 66, s. 176-185.

Brewer, C.E. & Levine J. (2015). Weight or Volume for Handling Biochar and Biomass?, the Biochar Journal, Arbaz, Switzerland.

Cornelissen, G., Pandit, N. R., Taylor, P. Pandit, B. H., Sparrevik, M. & Schmidt, H. P. (2016). Emissions and Char Quality of Flame-Curtain “Kon Tiki” Kilns for Farmer-Scale Charcoal/Biochar Production.

Defra (2009). A preliminary assessment of the greenhouse gases associated with growing media materials. SID 5 Research Project Final Report. Defra, Science Directorate, Management Support and Finance Team, UK.

Dyrkingsmedier. (2014, 9. desember). I Store norske leksikon. Hentet 24. oktober 2017 fra <https://snl.no/dyrkingsmedier>.

EcolInvent (2017): Utslippsdatabase utviklet av Swiss Centre for Life Cycle Inventories. EcolInvent database 3.3 allocation recycled content. Data hentet ut fra analyseprogrammet SimaPro.

Jordforbedringsmidler. (2015, 21. september). I Store norske leksikon. Hentet 24. oktober 2017 fra <https://snl.no/jordforbedringsmidler>.

Jungbluth, N. (2016). Wood as fuel and construction material, Charcoal production GLO, Allocation cut-off by classification, ecolinvent database version 3.3.

Fascella, G. (2015). "Growing Substrates Alternative to Peat for Ornamental Plants." In *Soilless Culture - Use of Substrates for the Production of Quality Horticultural Crops*, edited by Md. Asaduzzaman. InTech. <https://doi.org/10.5772/59596>.

Folkehelseinstituttet (2016). Miljø og helse – En kunnskapbase. 02. Kjemikalier i tekstiler. Lastet ned 24. oktober 2017 fra: <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/kjemikalier/02.-kjemikalier-i-tekstiler/>

Framtiden i våre hender (2016) Jordguiden. Av Liv Thoring. Lastet ned 10.11.2017 fra: <https://www.framtiden.no/gronne-tips/fritid/jordguiden.html>

Fråne, A., Askham, C., Gíslason, S., Kiørboe, N., Ljungkvist, H., McKinnon, D., Rubach, S. (2017). The Nordic textile reuse and recycling commitment – a certification system for used textiles and textile waste. *TemaNord* 2017:545. Nordic Council of Ministers, Danmark. Lastet ned 24. oktober 2017 fra: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1125682/FULLTEXT02.pdf>

Goedkoop, M., et al. (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Nederland. Lastet ned 9. november 2017 fra: http://leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf

Grodan, B. V. (2011). Life Cycle Analysis (LCA) of stonewool and coco fibre growing substrates for greenhouse production. Tomato production in The Netherlands. Blonk Milieu Advies BV

Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S. & Brownsort, P. (2010). Life Cycle Analysis for Pyrolysis Biochar Systems in the UK. Poster presented in the 3rd Annual conference of International Biochar Initiative (IBI), Rio De Janeiro, Brazil.

Hanslin, H. M. & Sæbø, A. (2015). Grønne tak i vest – erfaringer fra testanlegg i Rogaland. Presentasjon 23. September 2015 fra Norsk Institutt for bioøkonomi. Lastet ned 13. oktober 2017 fra: <http://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2017/08/4-Hanslin.pdf>

Hanzlíková, Z., Braniša, J., Hybler, P., Šprinclová, I., Jomová, K., Porubská, M. (2016). Sorption properties of sheep wool irradiated by accelerated electron beam. *Chemical Papers* 70(9), s. 1299-1308. doi: 10.1515/chempap-2016-0062

Henry, B. (2012). Understanding the environmental impacts of wool: A review of Life Cycle Assessment studies. A report prepared for Australian Wool Innovation & International Wool Textile Organisation.

Hjellnes Consult (2017). Kartlegging av eksisterende dyrkingsmedier og jordforbedringsprodukter på det norske markedet. Rapport M-786 for Miljødirektoratet.

Humbert, S., De Schryver, A., Margni, M., Joliet, O. (2012). IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version Q2.2 (version adapted by Quantis). Lastet ned 9. november 2017 fra: http://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002_UserGuide_for_vQ2.21.pdf

Høgåsen, H. R., Kampen, A. H., Hopp, P., Valheim, M., Hektoen, L., Melkild, I., Framstad, K., Steen, H., Nesbakken, T. (2011). Risiko- og sårbarhetsanalyse av norsk sauenæring: konsekvenser for dyrehelse og folkehelse. Veterinærinstituttets rapportserie, 10-2011. Lastet ned 24. oktober fra: <https://www.vetinst.no/rapporter-og-publikasjoner/rapporter/2011/risiko-og-srbarhetsanalyse-av-norsk-sauenring-konsekvenser-for-dyrehelse-og-folkehelse>

ITC (2016). Trade map for 530500 – coconut, abaca (Manila hemp or Musa textilis Nee), ramie and other vegetable textile fibres n.e.c., raw or processed but not spun; tow, noils and waste of these fibres (including yarn waste and garnetted stock). Tilgjengelig fra: <http://www.trademap.org/Index.aspx>

Johnsen, F. M., Hanssen, O. J. (2014). Definisjoner innenfor miljøteknologifeltet. OR.30.14. Lastet ned 24. oktober fra: <https://www.ostfoldforskning.no/no/publikasjoner/Publication/?id=1262>

Kern, J., Tammeorg, P., Shanskiy, M., Sakrabani, R., Knicker, H., Kammann, C., Tuhkanen, E.-M., Smidt, G., Prasad, M., Tiilikka, K., Sohi, S., Gascó, G., Steiner, C. & Glaser, B. (2017). Synergistic use of peat and charred material in growing media – an option to reduce the pressure on peatlands?. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 25:2, 160-174, doi: 10.3846/16486897.2017.1284665

Korjenic, A., Klaric, S., Hadžić, A., Korjenic, S. (2015). Sheep Wool as a Construction Material for Energy Efficiency Improvement. *Energies*, 8, s. 5765-5781, doi: 10.3390/en8065765

Kumarasinghe, H. K. M. S., Subasinghe, S., og Ransimala, D. (2015). Effect of coco peat particle size for the optimum growth of nursery plant of greenhouse vegetables. *Tropical Agricultural Research & Extension*, 18 (1), s. 40-46

LCA.no (2017). Transportkalkulatoren for beregning av utslipp fra transport av byggevarer. Tilgjengelig fra: <https://lca.no/TransportInfo.aspx>

Lindahl, H (2015). Fossil jord. Kartlegging av torvinnhold i jord på det norske forbrukermarkedet, Framtiden i våre hender. Skrevet på oppdrag fra Avfall Norge, februar-april 2015

Mariussen, E., Voie, Ø. A., Strømseng, A. E. (2008). Avhending av skytebaner og øvingsfelt lokalisert på myr. FFI-rapport 2008/02225. Forsvarets forskningsinstitutt. Lastet ned 17. oktober 2017 fra: www.ffi.no/no/Rapporter/08-02225.pdf

McKinnon, K. (2017) Alternativer til torv som substrat i oppalsjord. Norsøk rapport Vol 2/Nr1/2017. Lastet ned 18. oktober 2017 fra: https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/okologisk/landbruk/norsok_alternativer_til_torv_som_substrat_i_oppalsjord_2017.26151/binary/Nors%C3%B8k:%20Alternativer%20til%20torv%20som%20substrat%20i%20oppalsjord%202017

Meld. St. nr. 14 (2015-2016). Natur for livet — Norsk handlingsplan for naturmangfold. Lastet ned 24.10.2017 fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-14-20152016/id2468099/>

Modahl, I. S., Lyng, K.-A., Stensgård, A. E., Saxegård, S. A., Hanssen, O. J., Møller, H., Arnøy, S., Morken, J., Briseid, T., Sørby, I. (2016) Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe. OR 34.16. Østfoldforskning, Fredrikstad. Lastet ned 1. november 2017 fra:

<https://www.ostfoldforskning.no/no/publikasjoner/Publication/?id=1987>

Muro, J., Irigoyen, I., Samitier, P., Mazuela, P., Salas, M.C., Soler, J. and Urrestarazu, M. (2005). WOOD FIBER AS GROWING MEDIUM IN HYDROPONIC CROP. Acta Hort. 697, 179-185
DOI: 10.17660/ActaHortic.2005.697.22

<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2005.697.22>

Norgaard, E., Guttormsen, G., Ugland, T. N., Leidal, S. (1998). Bruk av bark for vitalisering av skrin jord og opparbeiding av nye jordbruksarealer. Rapport nr. 3913-98 fra Norsk institutt for vannforskning.

Norilia (2016). Nye ullpriser til produsent fra 7. november. Lastet ned 17. oktober 2017 fra:

<http://www.norilia.no/ull/ullpris/>

Nustorova, M., Braikova, D., Gousterova, A., Vasileva-Tonkova, E. & Nedkov, P. (2006). Chemical, microbiological and plant analysis of soil fertilized with alkaline hydrolysate of sheep's wool waste. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 22, s. 383.390.

NS-EN 15804:2012+A1:2013. Bærekraftige byggverk - Miljødeklarasjoner - Grunnleggende produktkategoriregler for byggevarer.

NS-EN ISO 14044:2006. Miljøstyring - Livsløpsvurdering - Krav og retningslinjer.

O'Toole, A. (2012). Hva skjer når biokull tilføres i norsk jord? Oppdatering fra 2012 sesongen. *Bioforsk Fokus* 8(2), s. 76-77.

Paroc (2014). Environmental product declaration for Paroc insulation, product group with density <70 kg/m³. NEPD00265E. Issued 15.09.2014 by The Norwegian EPD Foundation.

Perlite Institute (2010). Sustainability Fact Sheet. Lastet ned 13 oktober 2017 fra www.perlite.org.

Pommeresche, R., McKinnon, K., Haugerud, Ø. (2011). Kompostering. *Bioforsk Tema*, vol 6 nr 20, ISBN: 978-82-17-00852-1.

Quantis (2012). Comparative life cycle assessment of horticultural growing media based on peat and other growing media constituents. Prepared for EPAGMA.

Raadal, H.L., Modahl, I.S., Lyng, K.-A. (2009). Klimaregnskap for Avfallshåndtering, Fase I og II. Østfoldforskning AS. OR.18.09.

Rockwool (2013). Miljødeklarasjon for Rockwool isolasjon. NEPD 00131E rev1. Publisert 25.10.2013 av EPD-Norge.

Saikku, L., Soimakallio, S., Pingoud, K. (2012). Attributing land-use change carbon emissions to exported biomass. *Environmental Impact Assessment Review*, 37, s. 47-54.

San Miguel, G., Méndez, A.M., Gascó, G. & Quero, A. (2017). LCA of alternative biochar production technologies. *Proceedings to the 15th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes, Greece, 31 August to 2 September 2017*.

Saveyn, J. & Eder, P. (2013). End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. EUR - Scientific and Technical Research Reports. Lastet ned 24.10.2017 fra: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC87124.pdf>

Schmielewski, G. (2008). The role of peat in assuring the quality of growing media. *Mires and Peat*, 3, s. 1-8.

Sheep Wool Insulation Ltd. (2017). Premium Insulation Rolls. Technical Specifications. Lastet ned 2017-11-01 fra: http://uk.sheepwoolinsulation.com/products/premium_insulation_technical.asp

Smedbye, A. B., Sparrevik, M., Schmidt, H. P. & Cornelissen, G. (2017). Life-cycle assessment of biochar production systems in tropical rural areas: Comparing flame curtain kilns to other production methods. *Biomass and Bioenergy*, 101, s. 35-43.

Statistisk sentralbyrå (2017). Tabell 08801: Utenrikshandel med varer, etter varenummer (HS) og land.

Suja, S. (2014) Impact of coconut husk retting on the physical and chemical characteristics of the water samples of retting and non-retting zone of Paravur backwater. *International Journal of Environmental Sciences*, 4(5), s. 766-771. doi:10.6088/ijes.2014040404517 [Dette tidsskriftet er ikke akseptert som et fullverdig vitenskapelig tidsskrift av NSD]

Søgaard, G. Økseter, R. & Borgen, S. K. (2017). Klimagassutslipp fra torvproduksjon i Norge – Metode, datagrunnlag og utslippsfaktorer benyttet i klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon (UNFCCC). NIBIO rapport, vol. 3, nr. 78.

Tellnes, L. G. F., Flæte, P. O. & Nyrud, A. Q. (2011). Material flows in the Norwegian sawmilling industry. *Proceedings to the 7th meeting of the Nordic-Baltic Network in Wood Material Science and Engineering (WSE)*. October 27-28, Oslo, Norway.

Tellnes, L. G. F., Nyrud, A. Q. & Flæte, P. O. (2012). Carbon footprint of products from the Norwegian sawmilling industry. Presentation at the Biennial Meeting of Scandinavian Society of Forest Economics (SSFE). May 23-25, 2012, Hyytiäläntie, Finland.

Tellnes LGF, Ganne-Chedeville C, Dias A, Dolezal F, Hill C, Zea Escamilla E (2017). Comparative assessment for biogenic carbon accounting methods in carbon footprint of products: a review study for construction materials based on forest products. *iForest*, 10: 815823. – doi: 10.3832/for2386-010 [online 2017-09-25].

Thomassen, M. K., O'Toole, A., Joner, E., Tschenschner, R., Otte, P., Vik, J., Brobakk, J., Horn, S., Vik, L. & Halvorsen, T. (2017). Utvikling og implementering av biokull som klimatiltak i Norge. Prosjektnotat fra CAPTURE+: Forslag til tiltak og løsninger. Trondheim: SINTEF Teknologi og samfunn.

Viken skog (2017). Norsk flis blir dansk energi. Lastet ned 31. oktober 2017 fra:

<http://www.viken.skog.no/om/aktuelt/norsk-flis-blir-dansk-energi>

Wallman, M., Cederberg, C., Sonesson, U. (2011). Life Cycle Assessment of Swedish Lamb Production. Version 2. SIK-rapport Nr 831. ISBN 978-91-7290-307-4. Lastet ned 31.10.2017 fra:

<http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A943925&dswid=-3122>

Wiedemann, S. G., et al. (2015). Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producer.

International Journal of Life Cycle Assessment, 20(4), s. 463-476. – doi: 10.1007/s11367-015-0849-z

Zheljazkov, V. D., Silva, J. L., Patel, M., Stojanovic, J., Lu, Y., Kim, T., Horgan, T. (2008). Human Hair as a Nutrient Source for Horticultural Crops. *HortTechnology*, 18(4), s. 592-596.

Zheljazkov, V. D., Stratton, G. W., Pincock, J., Butler, S., Jeliaskova, E. A., Nedkov, N. K., Gerard, P. D. (2009). Wool-waste as organic nutrient source for container-grown plants. *Waste Management*, 29, s. 2160-2164. doi:10.1016/j.wasman.2009.03.009



Gamle Beddingvei 2B
N-1671 Kråkerøy
Telephone: +47 69 35 11 00
Fax: +47 69 34 24 94
firmapost@ostfoldforskning.no
www.ostfoldforskning.no

